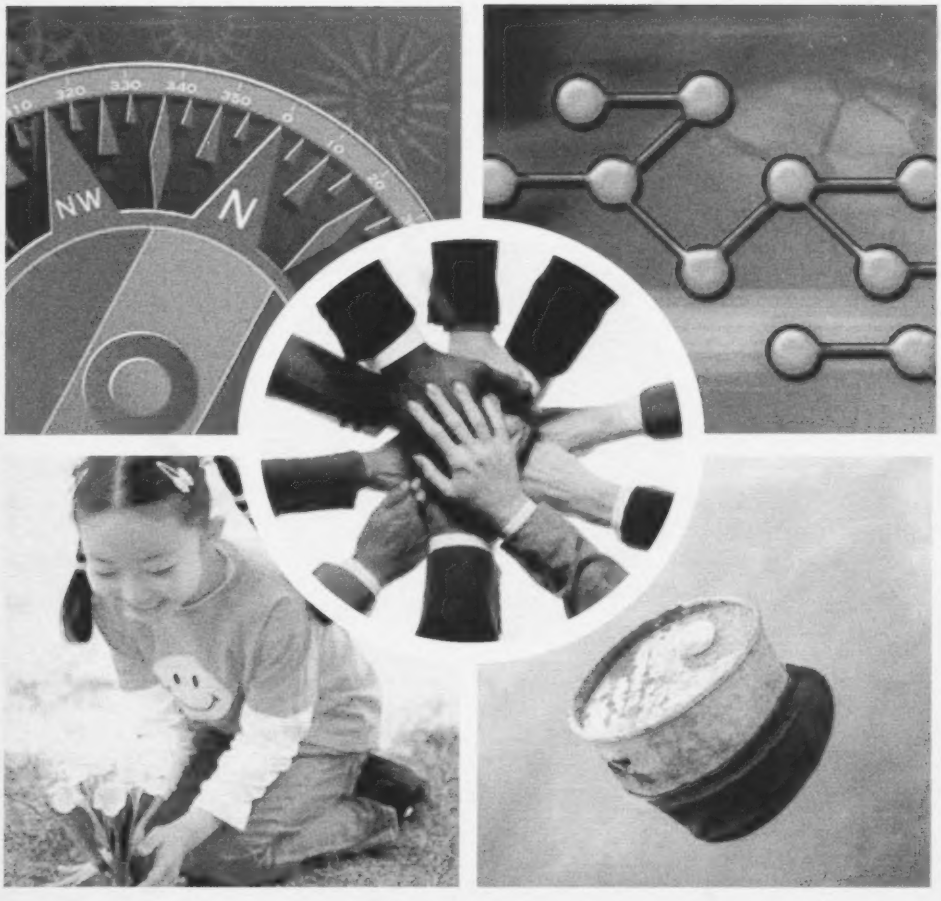
Santé Canada Health Canada

Votre santé et votre sécurité... notre priorité. *Your health and safety... our priority.*

Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux dépôts de poussière intérieure ($ÉRSH_{POUSSIÈRE}$)



L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada

Canada

Santé Canada est le ministère fédéral qui aide les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé. Nous évaluons l'innocuité des médicaments et de nombreux produits de consommation, aidons à améliorer la salubrité des aliments et offrons de l'information aux Canadiennes et aux Canadiens afin de les aider à prendre de saines décisions. Nous offrons des services de santé aux peuples des Premières nations et aux communautés inuites. Nous travaillons de pair avec les provinces pour nous assurer que notre système de santé répond aux besoins de la population canadienne.

Also available in English under the title:
Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada: Supplemental Guidance on Human Health Risk Assessment of Indoor Settled Dust ($HHRA_{DUST}$)

Pour obtenir plus d'information, veuillez communiquer avec :

Santé Canada
Indice de l'adresse 0900C2
Ottawa (Ontario) K1A 0K9
Tél. : 613-957-2991
Sans frais : 1-866-225-0709
Téléc. : 613-941-5366
ATS : 1-800-465-7735
Courriel : publications@hc-sc.gc.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de la Santé, 2018

Date de publication : février 2018

La présente publication peut être reproduite sans autorisation pour usage personnel ou interne seulement, dans la mesure où la source est indiquée en entier.

Cat. : H144-50/2018F-PDF
ISBN : 978-0-660-23680-3
Pub. : 170263

L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES SITES CONTAMINÉS FÉDÉRAUX AU CANADA

GUIDE SUPPLÉMENTAIRE SUR L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE LIÉS AUX DÉPÔTS DE POUSSIÈRE INTÉRIEURE ($ÉRSH_{POUSSIÈRE}$)

Février 2018

Préparé par :
Division des sites contaminés
Direction de la sécurité des milieux

TABLE DES MATIÈRES

PRÉFACE iv

ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES v

1.0 INTRODUCTION 1

1.1 Objectif 1

1.2 Contexte 2

1.3 Portée du document 3

1.4 Présentation du document 4

2.0 ÉLABORATION D'UN MODÈLE CONCEPTUEL POUR L'ÉVALUATION DE LA POUSSIÈRE INTÉRIEURE 4

2.1 Quand faut-il envisager de procéder à l'évaluation de la poussière intérieure? 4

2.2 Évaluation des CPP dans la poussière intérieure 5

3.0 ÉCHANTILLONNAGE DE LA POUSSIÈRE INTÉRIEURE 6

3.1 Caractérisation de la poussière intérieure 6

3.1.1 Détermination du pourcentage de poussière provenant du sol 7

3.2 Méthode d'échantillonnage de la poussière intérieure 9

3.2.1 Échantillonnage par frottis (mesure de surface) 11

3.2.2 Échantillonnage par aspiration (mesure de la poussière en vrac) 11

3.2.3 Échantillonnage par frottis ou échantillonnage par aspiration 12

3.2.4 Recommandations pour l'échantillonnage de la poussière 14

3.3 Analyses de laboratoire 14

3.4 Assurance et contrôle de la qualité 15

4.0 INCLUSION DES CPP PRÉSENTS DANS LA POUSSIÈRE INTÉRIEURE DANS UNE ÉRSH 16

4.1 Sélection des CPP dans la poussière 16

4.1.1 Dépistage par rapport à la CDP_{SH} – Poussière de surface et en vrac 18

4.1.2 Dépistage par rapport aux concentrations de fond dans la poussière 18

4.1.3 Sélection des CPP 21

4.2 Caractérisation des récepteurs 22

4.3 Hypothèses de caractérisation de l'exposition 24

4.4 Concentrations de CPP dans la poussière intérieure – Utilisation de statistiques appropriées 26
4.4.1 Concentration maximale ou concentration moyenne 26
4.4.2 Prise en compte de données comprenant des concentrations non détectées 27
4.4.3 Exigences relatives aux données 27
4.5 Évaluation de la toxicité 28
4.6 Biodisponibilité des CPP dans la poussière intérieure 28
4.7 Caractérisation des risques 28
5.0 CONCLUSIONS 29
6.0 RÉFÉRENCES 30
ANNEXE I 37
ANNEXE II 42

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : Exemples de protocoles d'échantillonnage de la poussière intérieure (déjà publiés) 9

TABLEAU 2 : Possibles avantages et inconvénients des méthodes d'échantillonnage par aspiration et par frottis* 13

TABLEAU 3 : Exemples de données publiées au sujet des concentrations de fond dans la poussière au Canada 19

TABLEAU 4 : Exemples de paramètres relatifs aux caractéristiques des récepteurs utilisées pour calculer les concentrations de dépistage dans la poussière* 23

TABLEAU 5 : Exemples de paramètres d'exposition utilisés pour calculer les concentrations de dépistage dans la poussière* 25

TABLEAU 6 : Paramètres d'entrée propres au site pour les ÉRSH 27

PRÉFACE

Mis sur pied par le gouvernement du Canada, le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) a été conçu pour assurer la poursuite et l'amélioration du programme fédéral d'intendance environnementale se rapportant aux sites contaminés situés sur des propriétés fédérales ou exploités par le gouvernement fédéral ou des terres non fédérales dont le gouvernement fédéral a accepté la pleine responsabilité. Divers documents d'orientation sur l'évaluation des risques pour la santé humaine (ÉRSH) préparés par la Division des sites contaminés de Santé Canada peuvent être obtenus auprès de la Division des sites contaminés (courriel : cs-sc@hc-sc.gc.ca).

Le présent document d'orientation a été préparé à l'intention des ministères gardiens qui exécutent une évaluation des dépôts de poussière intérieure dans le cadre d'une évaluation des risques. Comme c'est souvent le cas de tout guide national, il pourrait ne pas satisfaire à toutes les exigences propres aux sites contaminés. À mesure que la pratique de l'ÉRSH évoluera et tant que la mise en œuvre du PASCF se poursuivra, des informations nouvelles et des mises à jour seront publiées. Par conséquent, il est à prévoir que la révision du présent document sera nécessaire périodiquement afin d'intégrer ces nouvelles informations. Pour vous assurer que la version du document dont vous disposez est la plus récente et que vous utilisez les hypothèses, paramètres et informations les plus à jour, veuillez contacter Santé Canada (SC) à l'adresse ciaprès.

Les commentaires concernant le présent document doivent être envoyés à la Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada. Courriel : cs-sc@hc-sc.gc.ca.

Voir aussi : www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/lieux-contamines.html

Santé Canada tient à remercier toutes les personnes des milieux gouvernementaux, universitaires et de l'industrie qui ont fourni des avis et des commentaires lors de l'élaboration du présent document. Santé Canada tient à souligner le travail considérable accompli par Meridian Environmental Inc., Millenium et Wilson Scientific réalisé pour son compte.

ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

AQ	Assurance de la qualité
ASTM	American Society for Testing and Materials (États-Unis)
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry (États-Unis)
BPC	Biphényles polychlorés
CC	Coefficient de cancérogénicité
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CDP	Concentration de dépistage dans la poussière
CDPSH	Concentration(s) de dépistage dans la poussière pour la protection de la santé humaine
CPP	Contaminant potentiellement préoccupant
CQ	Contrôle de la qualité
DJT	Dose journalière tolérable
EMA	Écart médian absolu
EPDC	Enquête sur la poussière domestique au Canada
ÉQDR	Évaluation quantitative détaillée des risques
ÉQPR	Évaluation quantitative préliminaire des risques
ÉRSH	Évaluation des risques pour la santé humaine
GC-MS	Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HEPA	Haute efficacité pour les particules de l'air
HVS3	High volume small surface sampler
ICP-MS	Spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif
ICP-OES	Spectrométrie d'émission optique à plasma induit
IEUBK	Integrated Exposure Uptake Biokinetic model
INAA	Analyse instrumentale par activation neutronique
IR	Indice de risque
OQD	Objectif de qualité des données
PASCF	Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux
PBDE	Polybromodiphényléthers
RAC à vie	Risque additionnel de cancer à vie
SAA	Spectrométrie d'absorption atomique
SC	Santé Canada
US EPA	United States Environmental Protection Agency (États-Unis)
US HUD	United States Department of Housing and Urban Development (États-Unis)
VDI	Verein Deutscher Ingenieure (Association des ingénieurs allemands)
VTR	Valeur toxicologique de référence
WTCWG	World Trade Center Indoor Air Task Force Working Group

1.0 INTRODUCTION

L'évaluation des risques pour la santé humaine (ÉRSH) est une approche utilisée par les organismes de santé et les professionnels de l'évaluation des risques pour estimer les effets potentiels des substances chimiques sur la santé humaine. Les ÉRSH servent de fondement à la plupart des recommandations et des normes élaborées au Canada concernant l'établissement de niveaux acceptables de substances chimiques dans les aliments, l'eau, le sol et l'air. Bien que, depuis de nombreuses années, Santé Canada (SC) s'appuie sur les principes des ÉRSH pour élaborer ses diverses recommandations sur la qualité des sols et prendre des décisions fondées sur le risque, il n'existe pas d'hypothèses ou de méthodes standards concernant l'évaluation des dépôts de poussière intérieure. Le présent guide fournit des orientations au sujet d'enjeux clés et de méthodes utilisées pour évaluer les risques potentiels pour la santé associés aux substances chimiques provenant de sites contaminés, tout particulièrement des sites contaminés fédéraux au Canada, susceptibles de se trouver dans des dépôts de poussière.

La poussière intérieure est une matrice complexe provenant de diverses sources anthropiques ou naturelles, intérieures ou extérieures, à laquelle les gens sont exposés. L'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux substances chimiques présentes sur les sites contaminés peut viser plusieurs types de milieux comme les sols, l'eau, l'air, les aliments et la poussière. De nombreuses substances chimiques présentes sur des sites contaminés se trouvent également sur des sites non contaminés, car elles proviennent par exemple de sources naturelles (comme les minéraux naturellement présents) ou de substances chimiques anthropiques utilisées dans les produits de consommation. L'interprétation des niveaux de substances chimiques dans la poussière peut se révéler difficile. Les concentrations de fond présentes dans la poussière provenant de zones non contaminées peuvent servir de point de comparaison utile en vue de déterminer ce qui est typique et atypique pour un site donné, et ainsi contribuer à l'évaluation de l'impact des sols contaminés sur la poussière intérieure.

Il importe de souligner que l'ÉRSH est une science dynamique. Par conséquent, les pratiques acceptables évolueront au fil du temps pour tenir compte des nouveaux progrès scientifiques. Nous vous invitons à contacter le personnel de SC pour vérifier si les méthodes et procédures utilisées sont appropriées et actuelles. De plus, les ÉRSH doivent être exécutées uniquement par des spécialistes qualifiés et expérimentés de l'évaluation des risques.

1.1 Objectif

Le but du présent guide est de recommander des méthodes, paramètres d'exposition et équations standardisés pour pouvoir évaluer de façon quantitative les expositions et les risques potentiels pour la santé de la population associés aux substances qui peuvent être présentes en quantité élevée dans les dépôts de poussière intérieure de sites contaminés fédéraux en raison de sources extérieures. Ce guide vise également à fournir aux évaluateurs des risques des renseignements qui leur permettront d'établir les concentrations de dépistage dans la poussière (CDP_{SH}) pour la protection de la santé humaine et d'évaluer l'exposition aux contaminants potentiellement préoccupants (CPP) présents dans la poussière intérieure dans le cadre d'évaluations quantitatives des risques pour la santé humaine sur les sites contaminés fédéraux.

L'approche est spécialement conçue pour l'évaluation des sites qui demeureront la propriété d'organismes fédéraux, et pour des propriétés requérant une plus grande cohérence concernant les méthodes d'évaluation des risques et l'interprétation des résultats. Pour ce qui est des propriétés cédées à une entité privée ou à un organisme provincial/municipal, il est possible qu'une ÉRSH doive se faire conformément aux exigences réglementaires provinciales ou territoriales. Les exigences réglementaires locales peuvent différer des méthodes normalisées décrites dans le présent guide.

Ce document a été élaboré à l'intention des ministères gardiens fédéraux qui reçoivent du financement dans le cadre du PASCF. Il s'agit d'un supplément au guide de SC intitulé L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie V : L'évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques (ÉQDR) (SC, 2010a). Il n'est pas conçu pour une application plus large en dehors du cadre du PASCF. Les ÉRSH effectuées pour les sites contaminés tiennent compte des répercussions que peuvent avoir entraînées des activités passées sur divers milieux, notamment les sols, les eaux souterraines, les eaux de surface et l'air. Ce guide aborde spécifiquement le sujet des risques pour la santé humaine liés aux substances chimiques présentes dans les dépôts de poussière intérieure sur des sites contaminés fédéraux lorsque ce milieu est jugé potentiellement préoccupant.

Même si les directives présentées sont de nature normative, elles n'ont pas été conçues ou ne sont pas destinées à remplacer le jugement professionnel éclairé d'un spécialiste qualifié et expérimenté en évaluation des risques. Il va de soi que de nombreuses ÉRSH présenteront des situations uniques qui ne peuvent être abordées ici. Il incombe donc aux évaluateurs des risques de voir à ce que leurs évaluations couvrent tous les risques pertinents. Les méthodes présentées dans ce guide ne doivent pas être perçues comme une « boîte noire » d'équations et d'hypothèses se substituant à un solide jugement professionnel. Toutefois, lorsque cela est possible et approprié, ces directives serviront à assurer une approche cohérente sur les divers sites fédéraux. Lorsque des approches différentes ou uniques sont utilisées, elles doivent être suffisamment documentées et décrites pour en permettre l'examen par les pairs. Il importe également d'évaluer l'impact de telles approches sur les estimations de risque par rapport à l'application des méthodes standardisées prescrites.

1.2 Contexte

L'United States Environmental Protection Agency (US EPA, 1997) définit la poussière domestique comme étant « *un mélange complexe de matières d'origine biologique (squames d'animaux, spores fongiques, etc.), de dépôts de fines matières particulaires provenant d'aérosols intérieurs, et de particules du sol provenant de la circulation des piétons* ». Quant au protocole 4300 de la German Verein Deutscher Ingenieure (VDI, 2001), il souligne qu'il n'existe pas actuellement de définition précise de l'expression « dépôt de poussière domestique », mais qu'afin de distinguer cette expression par rapport aux fines matières particulaires en suspension, cela désigne tous les types de particules intérieures présentes sous forme de dépôts. La poussière peut être composée de matières solides inorganiques ou organiques très diversifiées, d'origine naturelle ou synthétique. Le terme comprend non seulement des fractions qui proviennent de l'intérieur, mais également de celles qui proviennent de l'extérieur. Ce sont ces définitions de poussière domestique, mettant l'accent sur la nature déposée de ce mélange complexe de sources variables, qui ont été adoptées dans le cadre du présent guide. L'expression « poussière domestique » a le sens qui lui est donné ci-dessus, tout comme les expressions semblables « dépôt de poussière intérieure », « dépôt de poussière », « poussière intérieure » ou simplement « poussière ». Quant à l'expression « sol », elle désigne des sols extérieurs.

De plus en plus de données montrent que l'exposition aux substances chimiques présentes dans la poussière intérieure peut être importante. Un nombre croissant d'études ont tenté de quantifier de telles expositions. Les résultats concernant certaines substances chimiques comme le plomb et les polybromodiphényléthers (PBDE) indiquent que la poussière pourrait constituer une source importante d'exposition pour les jeunes enfants (Dixon *et coll.* 2009; Jones-Otazo *et coll.*, 2005; Roberts *et coll.*, 2009, US Department of Housing and Human Development [HUD] 2006). Les corrélations entre les niveaux de plomb dans le sang (une mesure de la charge corporelle) chez les enfants ou les adultes et les concentrations dans la poussière intérieure (Dixon *et coll.*, 2009; von Lindern *et coll.*, 2003; Lanphear *et coll.*, 1998) font ressortir l'importance de la poussière intérieure comme source potentielle d'exposition aux substances chimiques. La poussière peut être une source importante d'exposition aux pesticides, aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), aux phtalates, à l'arsenic, au cadmium et au chrome (Freeman *et coll.* 1997, Roberts *et coll.*, 2009).

En moyenne, les Canadiens passent environ 90 % de leur temps à l'intérieur (Matz *et coll.*, 2014), ce qui peut entraîner une plus grande exposition à la poussière intérieure qu'au sol extérieur. Le temps à l'intérieur est surtout passé à la maison, même si les Canadiens passent une partie de leur temps dans d'autres lieux intérieurs, incluant notamment le travail ou l'école, les épiceries, les centres commerciaux et les restaurants ou les bars (Matz *et coll.*, 2015). Les gens peuvent être exposés à la poussière intérieure par voie orale par l'ingestion de poussière lors du contact main-bouche ou du contact objet-bouche, par inhalation de particules de poussières remises en suspension dans l'air intérieur, ou par contact cutané avec des dépôts de poussière. La présence de niveaux élevés de substances chimiques dans la poussière peut constituer une voie d'exposition potentielle sur certains sites contaminés, ce qui nécessiterait un examen plus poussé de ces sites; tandis que sur d'autres sites cette même voie peut ne pas être importante ou fonctionnelle.

En général, la poussière intérieure est constituée de particules plus fines que le sol extérieur, et contient de plus fortes concentrations de carbone organique et de substances chimiques. Les particules plus fines adhèrent à la peau plus efficacement que les particules grossières (Kissel *et coll.*, 1996), ce qui entraîne une plus grande exposition par contact main-bouche et par contact cutané. De plus, les caractéristiques de l'environnement intérieur font en sorte que moins de dégradation, vieillissement et dispersion agissent sur la poussière intérieure comparativement aux sols extérieurs, et certaines surfaces souples intérieures « emprisonnent » la poussière, ce qui entraîne une exposition continue (Paustenbach *et coll.*, 1997).

L'exposition des jeunes enfants aux dépôts de poussière intérieure est généralement l'aspect le plus préoccupant, compte tenu de leur vulnérabilité et de leurs caractéristiques d'exposition et de comportement. Les jeunes enfants portent souvent leurs mains, des jouets et d'autres articles non alimentaires à la bouche, et explorent beaucoup à même le plancher, ce qui peut entraîner plus de contacts cutanés, d'ingestion et d'inhalation de poussière (US EPA, 2008a; Roberts *et coll.*, 2009). Les jeunes enfants peuvent également être plus sensibles à certaines substances chimiques présentes dans la poussière, compte tenu de l'immaturité de leurs systèmes (qui peuvent être moins en mesure de métaboliser, détoxifier et excréter les substances chimiques), de leur rapide développement physique et de leur sensibilité aux substances toxiques sur le plan du développement (US EPA 2008a; Roberts *et coll.*, 2009; Morgan *et coll.*, 2005).

Bien que la relation entre l'air intérieur et les dépôts de poussière soit dynamique et complexe, ces deux médias sont généralement traités comme des milieux discrets et évalués séparément dans les ÉRSH. Les particules de tailles variant de 1 nm à 100 µm peuvent se retrouver en suspension dans l'air, selon leurs propriétés physiques et les forces et processus auxquels ils sont soumis (Morawska et Salthammer, 2004). Les particules en suspension dans l'air peuvent se déposer à l'intérieur à la suite de la diffusion des particules (plus petites particules) et de la sédimentation gravitationnelle (particules plus grosses), mais le dépôt de particules est très variable, propre à chaque site et difficile à quantifier ou à prévoir (Morawska et Salthammer, 2004). Les particules contenues dans les dépôts de poussière peuvent être remises en suspension dans l'air intérieur, les plus grosses particules étant souvent plus facilement remises en circulation que les petites. Les activités normales dans un bâtiment comme la marche, les déplacements, les jeux ou les tâches ménagères peuvent causer la remise en circulation des particules (Morawska et Salthammer, 2004). Bien que l'inhalation épisodique de poussière remise en suspension (et des substances chimiques qu'elles contiennent) soit attendue lors de telles activités, ces expositions sont évaluées de manière plus appropriée par une évaluation de la qualité de l'air intérieur plutôt que par une évaluation des dépôts de poussière (ce qui nécessite l'utilisation de modélisations complexes et incertaines des processus de dépôts et de remise en suspension). Différentes techniques de surveillance de la qualité de l'air permettant d'évaluer les variations temporelles de la qualité de l'air et de l'exposition sont disponibles. Le type et la durée d'échantillonnage de l'air appropriés doivent être déterminés en fonction des besoins de l'évaluation de la qualité de l'air. . Santé Canada a un document distinct fournissant des orientations sur l'évaluation de la qualité de l'air (2017). Pour ces raisons, le présent guide porte sur l'exposition par ingestion et par voie cutanée, en excluant l'exposition par inhalation. Il est reconnu que toutes les voies d'exposition doivent être prises en compte pour évaluer de manière efficace les risques pour la santé humaine des substances chimiques présentes sur les sites contaminés lorsque les dépôts de poussière intérieure constituent une source d'exposition.

1.3 Portée du document

Le présent document met l'accent sur les milieux résidentiels et commerciaux, car la poussière intérieure dans ces milieux peut être pertinente sur les sites contaminés fédéraux. Les hypothèses d'exposition définies par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME, 2006) et SC (2012a) pour les milieux résidentiels et commerciaux ont été utilisées. Les récepteurs adultes et les tout-petits sont présumés résider dans des milieux résidentiels, et les employés adultes et les tout-petits sont présumés présents dans les milieux commerciaux. D'autres groupes d'âge peuvent être également considérés dans les évaluations des risques; cependant, le tout-petit est normalement le récepteur le plus sensible compte tenu des taux d'ingestion et de la masse corporelle. L'utilisation des « zones d'accès limité » de milieux commerciaux est présumée être restreinte aux employés adultes. Les hypothèses d'exposition pour ces milieux sont énoncées dans le document de SC (2012a). Les ÉRSH doivent examiner les utilisations humaines du site, et appliquer la désignation d'usage de terrain la plus appropriée.

Les sites contaminés peuvent inclure des milieux de travail en activité. Les milieux industriels ou commerciaux qui utilisent des substances chimiques dans l'environnement de travail en activité sont habituellement couverts par les lois ou règlements sur la santé et la sécurité au travail, et ne sont pas visés par le présent document.

1.4 Présentation du document

Ce document est divisé de la façon suivante :

- La section 2 indique de manière générale à quel moment il faut envisager de procéder à une évaluation de l'exposition aux substances chimiques présentes dans les dépôts de poussière dans le cadre d'une ÉRSH;
- La section 3 décrit les modalités de l'échantillonnage de la poussière;
- La section 4 explique de quelle manière inclure la poussière comme milieu d'exposition dans une ÉRSH;
- La section 5 présente les conclusions;
- L'Annexe I fournit des équations pour le calcul des CDP_{SH};
- L'Annexe II présente des équations pour intégrer l'évaluation de l'exposition à la poussière dans les ÉRSH.

2.0 ÉLABORATION D'UN MODÈLE CONCEPTUEL POUR L'ÉVALUATION DE LA POUSSIÈRE INTÉRIEURE

Toute évaluation des risques liés à un site contaminé doit inclure, à l'étape de l'énoncé du problème, le développement d'un modèle conceptuel de site. Ce modèle doit identifier les voies d'exposition pertinentes, comme celles liées à la poussière intérieure, présentes sur un site donné. Un texte descriptif doit accompagner le modèle afin de déterminer si des gens peuvent être exposés à des substances chimiques dans différents milieux ainsi que les mécanismes d'exposition.

La poussière intérieure peut constituer un milieu d'intérêt potentiel sur des sites possédant des sols de surface contaminés. Les concentrations de CPP dans les dépôts de poussière intérieure peuvent être élevées en raison du transport de sols vers l'intérieur, de poussières portées par le vent ou d'émissions lors de travaux d'assainissement ou de construction. Les sources potentielles de contamination de la poussière intérieure doivent être notées dans le modèle conceptuel.

Le présent document ne contient pas d'information générale plus détaillée concernant l'énoncé du problème; le lecteur est donc prié de consulter le guide de SC sur l'ÉQDR (SC, 2010a) pour de plus amples renseignements sur les sujets suivants :

- Le dépistage et l'identification des CPP;
- L'identification et la description des récepteurs potentiels;
- L'identification des voies d'exposition fonctionnelles et non fonctionnelles;
- La description des CPP, des récepteurs critiques et des voies d'exposition;
- La liste des principales hypothèses utilisées dans l'énoncé du problème;
- La présentation de la liste de vérification de l'énoncé du problème (SC, 2012a).

2.1 Quand faut-il envisager de procéder à l'évaluation de la poussière intérieure?

Les voies d'exposition à la poussière intérieure par ingestion et contact cutané sont considérées fonctionnelles uniquement s'il existe une source de contamination, un récepteur humain, un mécanisme (une voie) permettant aux contaminants du site d'affecter la poussière intérieure, et une exposition subséquente de gens susceptibles d'ingérer la poussière ou d'y être exposés par contact cutané. La poussière en suspension dans l'air est évaluée séparément. Les substances chimiques présentes dans les dépôts de poussière provenant de sources autres que le site contaminé ne sont pas incluses dans l'évaluation des risques d'un site contaminé, à moins que l'exposition de fond fasse l'objet d'une évaluation.

Afin de déterminer s'il est pertinent d'effectuer l'évaluation de la voie d'exposition à la poussière intérieure, il est nécessaire de répondre à une série de questions lors de l'élaboration du modèle conceptuel :

1. Le site contaminé est-il une source importante de contamination pour la poussière intérieure?
2. Y a-t-il un mécanisme de transport par lequel des CPP présents dans les sols contaminés, la poussière extérieure ou l'air extérieur sur le site pourraient avoir un impact sur la poussière intérieure?
3. Quels sont les profils et les caractéristiques d'exposition des récepteurs par rapport à la poussière intérieure?
4. Les concentrations de substances chimiques dans la poussière intérieure dépassent-elles les concentrations de dépistage dans la poussière (CDP)?

Les ministères gardiens fédéraux, assistés de leurs professionnels qualifiés en évaluation des risques, ont la responsabilité de déterminer si la poussière intérieure doit ou non faire l'objet d'un échantillonnage et être incluse dans une ÉRSH. SC peut être consulté dans le cadre de ce processus.

L'inclusion de l'évaluation de la poussière intérieure dans une ÉRSH peut être envisagée sur des sites contaminés fédéraux dans les cas suivants :

- Les sols contaminés transportés vers l'intérieur ou les émissions atmosphériques de particules de sol contaminé lorsque les concentrations des substances excèdent les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine, ce qui peut avoir une incidence sur les dépôts de poussière;
- Une évaluation complète des différents milieux environnementaux est souhaitée, et il est raisonnablement prévisible que la poussière provenant des sites contaminés puisse entraîner des impacts; et,
- Les intervenants locaux ont exprimé leurs préoccupations concernant les concentrations de substances chimiques à l'intérieur de leurs résidences et bâtiments, et il peut être raisonnablement anticipé que la présence de sols contaminés sur le site ou à proximité entraîne des effets liés à la poussière.

2.2 Évaluation des CPP dans la poussière intérieure

Les CPP désignent généralement les substances chimiques qui posent, sont susceptibles de poser ou ont le potentiel de poser un risque pour la santé humaine. Ces substances sont retenues pour les étapes subséquentes de l'évaluation des risques (voir SC [2010a] pour plus d'information à ce sujet). Les concentrations de CPP dans la poussière intérieure peuvent être mesurées directement, ou peuvent être modélisées à partir des concentrations mesurées dans le sol.

L'identification des CPP sur un site contaminé est fondée sur l'utilisation actuelle et antérieure de la propriété et la mesure des substances chimiques dans les milieux environnementaux. Cela commence généralement par l'évaluation des impacts sur les sols dans les évaluations environnementales de site, comme cela est décrit dans SC (2010a). En ce qui a trait à l'évaluation de la poussière intérieure sur un site contaminé, les CPP associés au site sont identifiés à l'aide des évaluations environnementales de site et sont présentés à l'étape de l'énoncé du problème de l'ÉRSH.

Les concentrations de CPP modélisées (prédites) ou mesurées dans la poussière intérieure peuvent être comparées aux CDP qui peuvent être calculés avec la méthode présentée dans le présent document. Si la concentration mesurée ou modélisée dépasse la CDP, le CPP est retenu pour une évaluation plus poussée dans le cadre de l'ÉRSH.

3.0 ÉCHANTILLONNAGE DE LA POUSSIÈRE INTÉRIEURE

Avant de procéder à l'échantillonnage de la poussière intérieure, les limites de détection propres aux différentes substances chimiques doivent être identifiées afin de s'assurer qu'elles sont adéquates pour soutenir une évaluation des risques. Les limites de détection doivent être inférieures aux CDP calculées, et l'évaluateur des risques doit déterminer le niveau cible (p.ex., la CDP ou la limite de détection) avant de procéder à l'échantillonnage et l'analyse en laboratoire.

Le présent document d'orientation ne fournit pas d'informations détaillées concernant la modélisation des impacts du sol sur les dépôts de poussière intérieure. Il ne fournit pas non plus d'informations détaillées concernant l'échantillonnage et l'analyse des substances chimiques dans les dépôts de poussière. L'évaluateur des risques doit fournir un résumé de l'approche scientifiquement défendable utilisée pour déterminer les concentrations de produits chimiques dans la poussière intérieure.

Le plan d'échantillonnage doit identifier au préalable les parties du bâtiment qui seront visées, avec justification à l'appui. Les surfaces plus facilement accessibles avec les mains pour les tout-petits ou les enfants, comme les planchers et les rebords de fenêtres, dans les pièces couramment occupées seront préférentiellement échantillonnées afin d'évaluer l'exposition typique et les risques pour la santé qui en découlent.

Certains plans d'échantillonnage peuvent également comprendre des zones non perturbées ou rarement nettoyées comme le dessus des évents ou des conduits, et l'arrière ou le dessous de gros meubles; cela permettra d'obtenir une mesure totale des substances chimiques présentes dans la poussière dans un bâtiment, puis d'établir les besoins d'assainissement. Toutefois, ces zones non perturbées sont peu susceptibles d'être une source importante d'exposition pour les gens sur une base quotidienne. Lorsque des données concernant ces zones sont obtenues, elles doivent être utilisées de manière appropriée (p.ex., en tenant compte de l'exposition réelle) et être examinées dans le rapport.

Les divers éléments relatifs à l'échantillonnage des dépôts de poussière intérieure sont présentés dans la section ci-dessous. Comme cela a été mentionné précédemment, l'information présentée dans ce document n'est pas prescriptive et d'autres méthodes peuvent être utilisées. Les méthodes utilisées sur un site doivent être résumées dans le rapport d'ÉRSH, tout comme les incertitudes et les limites potentielles.

Il est impossible de fournir dans le cadre du présent document des indications précises sur la façon d'identifier la poussière la plus susceptible d'être affectée par le sol contaminé. Toutefois, il est possible que la poussière se trouvant dans les entrées soit touchée à un degré plus élevé (p.ex., en raison du sol contaminé qui est transporté à l'intérieur avec les chaussures d'extérieur), et ces données peuvent être utilisées dans l'interprétation des concentrations de CPP dans d'autres zones. Lors de la collecte de poussière, il faut également tenir compte de l'exposition des gens dans les bâtiments et des endroits les plus susceptibles d'être utilisés. Toutes les zones (comme celles utilisées pour les loisirs faisant appel à des substances chimiques) susceptibles de comporter des concentrations de CPP plus élevées dans la poussière doivent être identifiées. Des explications claires justifiant l'échantillonnage et l'analyse doivent être fournies dans le rapport d'ÉRSH, ainsi que dans le plan d'échantillonnage proposé.

3.1 Caractérisation de la poussière intérieure

La taille des particules de poussière intérieure, ainsi que leur composition, dépendent de la source de poussière. La poussière dans un bâtiment peut provenir de sources externes comme des sols contaminés, y compris des particules transportées ou remises en suspension, mais également de dépôts atmosphériques de fines particules provenant de sources industrielles, d'incendies de forêt, de sel de mer, d'installations de chauffage et de la circulation des véhicules (Davis et Gulson, 2005; Freeman *et coll.*, 1997; Lioy *et coll.*, 2002; Morawska et Salthammer, 2004; Riley *et coll.* 2002). De plus, la poussière intérieure peut également provenir de sources intérieures comme la fumée de cigarette, les bougies, les résidus de chauffage et de cuisson, les appareils ménagers, les produits d'entretien, les fibres textiles, des particules de peau humaine et animale, des cheveux ou des poils, les miettes de nourriture, des micro-organismes, des spores fongiques, des excréments d'acariens, des moisissures, du pollen, de la cendre, de la suie, des fibres de papier et des matériaux de construction (Afshari *et coll.*, 2005; Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2002; Fan et

Zhang, 2001; Klepeis *et coll.*, 2003; Lazaridis *et coll.*, 2008; Li *et coll.*, 1993; Lioy *et coll.* 2002; Mølhave *et coll.*, 2000; Morawska et Salthammer, 2004; Riley *et coll.*, 2002; Rodes *et coll.*, 1990; Zhang *et coll.* 2000). Bien que les concentrations de poussière soient souvent mesurées en $PM_{2,5}$ (particules ayant un diamètre de 2,5 µm ou moins) ou en PM_{10} (particules d'un diamètre de 10 µm ou moins), la taille des particules de la poussière intérieure peut être très variable.

Différentes sources de poussière produisent souvent diverses tailles de particules, et les différentes tailles ou les différents types de particules de poussière possèdent souvent des caractéristiques chimiques différentes qui affectent l'adsorption de substances chimiques sur leurs surfaces. La surface par rapport à la masse est plus grande dans les particules plus petites, ce qui peut se traduire par des concentrations plus élevées de substances chimiques dans les fractions granulométriques de plus petite taille (où elles sont exprimées en masse de substance chimique par masse de poussière). Cette hypothèse est appuyée par une étude portant sur des résidences américaines (Lewis *et coll.*, 1999) qui conclut que les concentrations de pesticides et de HAP dans la poussière intérieure ont augmenté alors que la taille des particules diminuait. Il a également été démontré que la bioaccessibilité de certains métaux était influencée par la taille des particules et par la teneur en carbone organique (Rasmussen *et coll.*, 2008). Dans cette étude portant sur la poussière recueillie par aspiration, réalisée dans la région d'Ottawa, on a noté que plus la fraction de la taille des particules diminuait, plus la bioaccessibilité augmentait pour le nickel et le cuivre, mais pas pour le zinc.

Une autre différence avec la poussière intérieure tient au fait que la teneur en carbone organique de la poussière est généralement beaucoup plus élevée que celle du sol, la teneur en carbone organique étant souvent plus élevée dans la fraction de fines particules que dans la fraction des particules grossières. Par exemple, Rasmussen (2004) a noté que la teneur en carbone organique était d'environ 4 % dans les particules de sol superficiel de moins de 53 µm, tandis que la fraction de même taille dans la poussière domestique urbaine de la même région possédait une teneur d'environ 27,5 %. Cela peut contribuer à des concentrations plus élevées de métaux associés à des particules de plus petite taille en raison de la liaison avec le carbone organique (Rasmussen, 2004).

La caractérisation des dépôts de poussière intérieure sur des sites contaminés vise à évaluer l'apport des milieux externes contaminés dans les concentrations de CPP contenus dans la poussière. Il est important de noter que pour certaines substances chimiques (comme le plomb) retrouvées parfois en concentrations élevées dans les sols d'un site contaminé, il peut également exister des sources intérieures qui ne sont pas associées aux sites contaminés, comme l'écaillage et la désintégration de la peinture intérieure. Les CPP dans les sols d'un site (c.-à-d., les substances chimiques dont les concentrations maximales excèdent les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine) qui sont également présents dans la poussière intérieure sont inclus dans une évaluation des risques menée dans le cadre de l'évaluation globale de l'exposition aux substances chimiques présentes sur le site. En général, lors de la collecte de poussière pour analyse sur les sites contaminés, une attention particulière doit être portée à la caractérisation de la poussière intérieure qui est la plus susceptible d'être touchée par les milieux externes, plutôt que par des sources internes. Cela est très important pour la gestion des risques associés aux sites contaminés et pour l'examen des options d'assainissement des sols en vue de réduire l'exposition.

Le présent document d'orientation ne contient pas d'information concernant la caractérisation de la poussière associée à des sources intérieures. Cependant, l'évaluateur des risques devra tenir compte de ce facteur de confusion constituant l'une des incertitudes dans le cadre de l'évaluation des risques.

3.1.1 Détermination du pourcentage de poussière provenant du sol

Plusieurs facteurs influent sur l'infiltration de fines particules de l'extérieur vers l'intérieur, notamment les concentrations extérieures de particules, le taux de renouvellement d'air du bâtiment, le taux de dépôt des particules de poussière et l'efficacité avec laquelle les particules peuvent s'infiltrer dans le bâtiment. Abt *et coll.* (2000) ont noté que de 63 à 92 % des particules intérieures dans la plage de 0,02 à 0,03 µm proviennent de sources extérieures. Tandis que dans la plage de 2 à 10 µm, seulement 20 à 43 % des particules intérieures proviennent de sources extérieures. Les données incluaient uniquement les jours où le taux de renouvellement d'air était de moins de 1 renouvellement/heure afin de réduire le plus possible l'influence du renouvellement d'air. Ce taux est compatible avec les hypothèses typiques retenues pour les résidences canadiennes. Les variations saisonnières affectent également l'infiltration de particules provenant de l'extérieur (Long *et coll.*, 2001; Morawska et He, 2004).

Certaines études ont démontré que la poussière intérieure possédait des concentrations plus élevées de métaux que la poussière extérieure ou le sol (Rasmussen *et coll.*, 2001; Oomen et Lijzen, 2004; Davis et Gulson, 2005). Rasmussen *et coll.* (2001) ont rapporté que la composition multi-élémentaire de la poussière intérieure diffère considérablement de la composition de la terre de jardin et de la poussière de la rue. Dans cette étude, les rapports de la moyenne géométrique des concentrations de métaux dans la poussière intérieure à celle des sols de jardin (c.-à-d., la concentration moyenne du métal observée dans la poussière domestique [µg/g] / la concentration moyenne du métal [µg/g] observée dans la terre de jardin) ont été établis respectivement à 5,5; 16,4 et 3,4 pour le plomb, le cadmium et le nickel. Les auteurs ont également conclu que la poussière générée par des sources intérieures peut constituer une source importante de plomb, de cadmium, d'antimoine et de mercure. Dans le cadre d'un examen de nombreuses études et lignes directrices, Paustenbach *et coll.* (1997) citent des ratios de concentrations de plomb poussière/sol allant de 0,3 à 9,2 notés dans plusieurs études nord-américaines et européennes, et citent des preuves indiquant que la poussière intérieure contient souvent des concentrations plus élevées de cadmium, de cuivre, de zinc, de pesticides et d'HAP que le sol. Bien que ces observations semblent indiquer qu'il existe d'autres sources intérieures pour ces diverses substances chimiques, les caractéristiques uniques de la poussière intérieure par rapport au sol (p.ex., la teneur en carbone organique, les processus de dégradation) peuvent également expliquer les concentrations plus élevées de substances chimiques à l'intérieur (Paustenbach *et coll.*, 1997).

Plusieurs études se sont penchées sur la contribution relative du sol extérieur à la poussière intérieure. Oomen et Lijzen (2004) et Van Holderbeke *et coll.* (2008) soulignent que la contribution du sol extérieur à la poussière domestique varie selon les observations de 8 à > 80 %. La majorité des études citées indiquent cependant que de 30 à 50 % de la poussière domestique provient du sol extérieur (Oomen et Lijzen, 2004). Le modèle Integrated Exposure Uptake Biokinetic (IEUBK) de l'US EPA (1998) pour le plomb utilise une valeur par défaut de 70 % (soit 0,7 g de sol/g de poussière). Selon l'US EPA (1998), cette valeur découle d'une analyse de données empiriques décrivant la relation entre les concentrations de plomb dans le sol et la poussière mesurées dans diverses communautés résidentielles. Oomen et Lijzen (2004) concluent que la présence de 30 à 70 % de sol extérieur dans la poussière domestique constitue probablement une bonne approximation pour évaluer l'exposition à la poussière domestique. Cornelis et Swartjes (2007) ont recommandé l'utilisation d'une proportion de 50 % de sol extérieur dans la poussière intérieure pour les scénarios résidentiels comprenant un jardin ou un potager, une estimation également soutenue par l'analyse de Paustenbach *et coll.* (1997). Dans le cas des résidences sans jardin ou potager, Cornelis et Swartjes (2007) suggèrent d'attribuer une proportion de 25 % de sol extérieur dans la poussière intérieure, bien que cette estimation comporte une part d'incertitude. Selon la documentation existante, les estimations de contributions de sols (transportés à l'intérieur) dans la poussière varient considérablement, et ne sont pas recommandées pour prédire les expositions intérieures. Pour cette raison, SC ne recommande pas une hypothèse particulière concernant le pourcentage de poussière pouvant provenir de sols extérieurs. Dans les cas où il est important de connaître la proportion précise pour un site à des fins de gestion des risques, des données propres au site doivent être recueillies.

Les concentrations de substances chimiques présentes dans le sol et les estimations de sol transporté à l'intérieur ne semblent pas être des prédicteurs fiables des concentrations de poussière intérieure, car on a démontré que ces modèles sous-estiment les expositions intérieures. Des études pilotes menées dans le cadre de l'Enquête sur la poussière domestique au Canada (EPDC) ont démontré que les modèles prédictifs (p.ex., le modèle IEUBK mentionné plus haut) ne s'appliquent pas en l'absence de corrélation spatiale entre les concentrations élémentaires dans la poussière intérieure et le sol extérieur, ce qui indique un degré élevé de variabilité des ratios de concentrations intérieures/extérieures (Rasmussen *et coll.*, 2001; Rasmussen, 2004). Dans la ville d'Ottawa, ces modèles ont sous-estimé le risque d'exposition au plomb à l'intérieur par un facteur de 8, et l'exposition intérieure au nickel par un facteur de 9. Lorsque la bioaccessibilité des métaux était prise en considération, les erreurs dans les modèles prédictifs étaient encore plus marquées. Il est donc difficile de prédire les concentrations de substances chimiques présentes dans la poussière intérieure à l'aide de modèles reposant sur les concentrations dans les fines particules extérieures ou le sol.

3.2 *Méthode d'échantillonnage de la poussière intérieure*

Il existe deux principales méthodes de mesure des concentrations présentes dans les dépôts de poussière intérieure : l'échantillonnage par frottis (mesure de surface) et l'échantillonnage par aspiration (mesure de la poussière en vrac). D'autres méthodes, comme la surveillance du système de chauffage, de ventilation et de climatisation ou d'autres systèmes de ventilation de l'air (US EPA, 2005), ou l'échantillonnage de la poussière du grenier (Lioy *et coll.*, 2002), peuvent également être appliquées, mais sont moins fréquemment utilisées et ne sont pas abordées plus en détail dans ce document.

Des considérations analytiques propres à chaque CPP doivent être définies avant l'échantillonnage afin de s'assurer qu'une quantité appropriée de poussière sera collectée dans chaque zone d'intérêt. Des consultations avec le laboratoire d'analyse pourraient être nécessaires avant de choisir la technique d'échantillonnage et de procéder à l'opération.

Les méthodes d'échantillonnage par frottis et par aspiration sont souvent toutes deux utilisées, parfois jumelées à la surveillance de l'air, afin de tirer avantage des points forts de chaque méthode et d'établir la répartition des substances chimiques. Les méthodes sur le terrain comprennent généralement l'isolement d'une surface à échantillonner en posant un carré de ruban gommé ou en plaçant un gabarit, l'obtention des échantillons et leur transport vers un laboratoire d'analyse.

Les deux méthodes d'échantillonnage par frottis et par aspiration peuvent fournir des niveaux de charge surfacique (masse de substance chimique par unité de surface). Les échantillons obtenus par aspiration peuvent également être analysés pour obtenir la concentration des CPP en poids (p.ex., µg/g), ce qui permet de procéder à une comparaison directe avec les concentrations de CPP dans le sol. De plus, des échantillons en vrac provenant de l'échantillonnage par aspiration peuvent être utilisés pour évaluer les fractions granulométriques. Certaines méthodes d'échantillonnage par frottis permettent également d'établir la concentration par poids (Lioy *et coll.*, 2002).

Il existe plusieurs protocoles d'échantillonnage pour prélever des échantillons de poussière intérieure à l'aide des techniques d'échantillonnage par frottis et par aspiration. SC ne recommande aucun protocole d'échantillonnage en particulier. Le rapport devrait inclure une justification au sujet du choix du protocole et indiquer de quelle manière les données seront utilisées pour évaluer l'exposition, et dans quelle mesure les échantillons seront représentatifs en ce qui concerne l'évaluation des risques. Le Tableau 1 présente certains protocoles à titre d'exemple. Il est possible d'utiliser d'autres méthodes d'échantillonnage, mais elles doivent faire l'objet d'une justification soutenue par des références pertinentes.

Tableau 1 : Exemples de protocoles d'échantillonnage de la poussière intérieure (déjà publiés)

Organisme gouvernemental	Nom du rapport	Date du rapport	Commentaires
American Society for Testing and Materials (ASTM)	ASTM E1728–10 *Standard Practice for Collection of Settled Dust Samples Using Wipe Sampling Methods for Subsequent Lead Determination*	2010	Méthode standard de l'ASTM pour l'échantillonnage par frottis servant à déterminer la teneur en plomb
ASTM	ASTM E1792–03 *Standard Specification for Wipe Sampling Materials for Lead in Surface Dust*	2011	Spécifications de l'ASTM pour l'échantillonnage par frottis utilisé pour collecter des échantillons de poussière sur les surfaces servant à déterminer la teneur en plomb
ASTM	ASTM D5438–11 *Standard Practice for Collection of Floor Dust for Chemical Analysis*	2011	Méthode de l'ASTM pour l'échantillonnage de poussière sur les planchers nus et les moquettes aux fins d'analyses chimiques

Organisme gouvernemental	Nom du rapport	Date du rapport	Commentaires
California Department of Health Services	*Exposure Investigation Protocol Dust Sampling in Building 240*	Avril 2006 (révisé)	Méthode d'échantillonnage de la poussière (par frottis et par aspiration) dans des bâtiments touchés par des métaux, des pesticides et des herbicides
Community Environmental Health Resource Center	*Lead Dust Background Materials*	Non daté	Instructions sur l'échantillonnage présentées sous forme de liste de contrôle; portant spécifiquement sur la poussière liée à la peinture au plomb
US Department of Housing and Urban Development (US HUD)	*Study of HUDs Risk Assessment Methodology in Three U.S. Communities*	Juin 2006 (révisé)	Évaluation des protocoles d'échantillonnage et des lignes directrices sur le plomb relativement à leur probabilité de prédire des taux élevés de plomb dans le sang.
US HUD	*Guidelines for the Evaluation and Control of Lead-Based Paint Hazards in Housing*	Juillet 2012 (deuxième édition)	Le chapitre 5 comprend des méthodes d'échantillonnage de la poussière; L'Annexe 13.1 contient des méthodes détaillées d'échantillonnage par frottis (plomb uniquement)
US EPA Office of Pollution Prevention and Toxics	*Residential Sampling for Lead: Protocols for Dust and Soil Sampling Final Report*	Mars 1995	Méthodes d'échantillonnage par frottis et par aspiration incluant de l'information sur la préparation de l'analyse de laboratoire (l'accent est mis sur le plomb)
US EPA Office of Solid Waste and Emergency Response	*Guidance for the Sampling and Analysis of Lead in Indoor Residential Dust for Use in the Integrated Exposure Uptake Biokinetic (IEUBK) Model*	Décembre 2008	Méthodes de collecte et d'analyse de données relatives au plomb dans la poussière domestique pour utilisation avec le modèle IEUBK dans le cadre des évaluations des risques du programme *Superfund* (plomb uniquement)
Verein Deutscher Ingenieure (VDI)	Protocole allemand VDI 4300, Partie 8. Mesure de la pollution de l'air intérieur; échantillonnage de poussière domestique	Juin 2001 (retiré en août 2012; la version révisée de décembre 2013 [partie 11] porte uniquement sur les particules en suspension dans l'air)	Décrit les conditions d'échantillonnage de la poussière domestique, incluant l'échantillonnage par frottis et par aspiration de plusieurs substances chimiques

3.2.1 *Échantillonnage par frottis (mesure de surface)*

L'échantillonnage par frottis est généralement moins coûteux et plus simple que l'échantillonnage par aspiration, et ne nécessite aucun équipement spécial. Cependant, les échantillons par frottis peuvent être obtenus uniquement sur des surfaces dures, et maintenir une procédure d'échantillonnage cohérente entre plusieurs personnes sur un même site peut se révéler difficile. Selon la substance chimique analysée, des chiffons de nettoyage courants, facilement disponibles dans de nombreux magasins, ont été utilisés par les chercheurs. Toutefois, il est essentiel que les chiffons utilisés ne contiennent pas de concentrations élevées des CPP à l'étude, et qu'ils ne contiennent pas de substances pouvant interférer avec l'analyse.

Une méthode d'échantillonnage par frottis a été élaborée par l'US Department of Housing and Urban Development (US HUD, 2012) pour la détermination du plomb. Selon cette méthode, les chiffons doivent être à pli unique et résistants aux déchirures, posséder un faible niveau de fond des substances à analyser, être digestibles en laboratoire avec un pourcentage de récupération cohérent, et demeurer humides pendant la collecte de l'échantillon. D'autres conditions peuvent exister selon la nature de la substance et les analyses de laboratoire à effectuer.

L'échantillonnage se fait généralement comme suit : essuyer une zone donnée dans un mouvement de « S » sur la plus grande surface possible du chiffon tout en appliquant une pression uniforme, plier le chiffon en deux (côté échantillonné vers l'intérieur) et répéter le mouvement en « S » de manière perpendiculaire au premier essuyage (US HUD, 2012). Des variations mineures de la procédure d'essuyage existent entre les protocoles, et sont généralement présentées à titre de guide pour assurer un échantillonnage uniforme à un site. Des gants en nitrile sans poudre sont requis pour éviter la contamination de la zone d'échantillonnage, et les échantillons doivent être immédiatement stockés dans des contenants de laboratoire approuvés.

3.2.2 *Échantillonnage par aspiration (mesure de la poussière en vrac)*

Bien que l'échantillonnage par aspiration soit généralement plus difficile et coûteux que par frottis, il peut être appliqué sur des surfaces souples, comme des meubles rembourrés, des tapis, des moquettes ou des rideaux. En outre, de plus grandes zones peuvent être étudiées par rapport à l'échantillonnage par frottis, la poussière peut être tamisée par la taille de particules, et si le poids de la poussière prélevée est connu, la concentration des substances chimiques dans la poussière peut être obtenue en plus de la charge surfacique. Les résultats de l'échantillonnage par aspiration sont affectés par plusieurs variables : type de moquette; âge, état et emplacement de la résidence; fréquence de nettoyage (Lioy *et coll.*, 2002).

Des instruments spécialisés conçus pour l'échantillonnage de poussière intérieure (p.ex., les échantillonneurs HVS3 [High Volume Small Surface Samplers] de CS3 Inc.) existent, mais certains modèles d'aspirateurs domestiques peuvent être adaptés pour prélever des échantillons de poussière sur le plancher. L'échantillonnage par aspiration nécessite un appareil de pompage d'air équipé d'un filtre amovible, capable de maintenir un débit relativement constant. L'échantillonnage est réalisé dans une zone déterminée, en aspirant dans une même direction à un taux constant. L'aspiration est répétée perpendiculairement à l'aspiration précédente, puis de nouveau dans la direction opposée à la première aspiration. Les filtres et les contenants ou sacs d'échantillonnage sont ensuite retirés de l'appareil et rangés dans des sacs Ziploc ou des récipients fournis par le laboratoire d'analyse.

L'échantillonnage par aspiration peut être long, car l'équipement doit être régulièrement étalonné et nettoyé (ce qui peut comporter le démontage de certaines parties de l'aspirateur), et le filtre doit être remplacé après chaque échantillon. La surcharge de l'aspirateur peut également constituer un problème, en particulier pour les systèmes utilisant des filtres, car cela peut entraîner l'échantillonnage préférentiel de particules plus petites, moins denses (US EPA, 1995), ou nécessiter plusieurs filtres pour une même zone d'échantillonnage. Il arrive parfois que la masse de l'échantillon soit insuffisante pour répondre aux besoins analytiques, et il faut alors prélever l'échantillon à partir d'une plus grande surface. La superficie réelle de la zone échantillonnée et la masse de l'échantillon recueilli doivent être mesurées et indiquées dans le rapport. Si plusieurs échantillons sont prélevés dans un même bâtiment, les données relatives à chaque zone d'échantillonnage doivent être fournies séparément et montrées sur une figure.

L'utilisation d'aspirateurs domestiques peut poser quelques problèmes, car chaque type possède un design différent et des caractéristiques particulières de collecte et de rétention des particules. Même si la détermination de la répartition de la fraction granulométrique peut se révéler non fiable, les aspirateurs domestiques peuvent fournir de l'information sur la présence ou l'absence d'éléments ainsi que sur la signature multi-élémentaire de la poussière (Rasmussen *et coll.*, 2001, Lioy *et coll.*, 2002). La répartition de la taille et de la masse des particules fractionnées peut être déterminée au moyen d'un aspirateur domestique standard bien caractérisé (Lioy *et coll.*, 2002). Plusieurs études réalisées à l'aide d'aspirateurs domestiques ont obtenu des résultats cohérents (Rasmussen *et coll.*, 2001, Fan *et coll.*, 2010).

À l'heure actuelle, il serait déconseillé de recueillir des sacs d'aspirateurs domestiques sans connaître les zones échantillonnées par l'occupant. Idéalement, il faut recueillir des informations au sujet des caractéristiques de la maison et des activités qui y sont pratiquées, comme l'âge de la maison, les habitudes de nettoyage et les activités de construction (Lioy *et coll.*, 2002).

Le type de système d'échantillonnage utilisé peut dépendre dans une certaine mesure de la gamme souhaitée des tailles des particules. Les systèmes utilisant des filtres peuvent être plus efficaces pour l'échantillonnage de particules ultrafines, tandis que les systèmes utilisant un contenant ou un sac d'échantillonnage peuvent collecter des particules plus grosses plus facilement. Le débit de l'aspirateur, l'efficacité de la collecte, la précision et la taille ou la portabilité de l'appareil peuvent également être des facteurs dont il faut tenir compte (US EPA, 2008b).

Les méthodes d'échantillonnage par aspiration utilisées dans l'EPDC (p.ex., Rasmussen *et coll.*, 2011) s'appuyaient sur le protocole d'aspiration allemand (VDI, 2001). McDonald *et coll.* (2010) fournissent de l'information au sujet des méthodes d'échantillonnage par frottis utilisées dans l'EPDC pour le plomb et le cadmium. McDonald *et coll.* (2011) fournissent de l'information au sujet des méthodes d'échantillonnage par frottis utilisées pour les métaux autres que le plomb.

3.2.3 *Échantillonnage par frottis ou échantillonnage par aspiration*

L'échantillonnage par frottis et l'échantillonnage par aspiration peuvent tous deux être utiles pour l'évaluation des substances chimiques dans la poussière intérieure. L'un des principaux avantages de l'échantillonnage par frottis tient au fait que les concentrations de substances chimiques dans les unités de « $\mu g/m^2$ » sont mieux comprises en ce qui a trait au potentiel d'exposition. Cependant, l'échantillonnage par aspiration de la poussière peut fournir des concentrations en vrac en « µg/g » qui peuvent être comparées à des concentrations présentes dans le sol d'un site contaminé. De plus, des échantillons de poussière plus importants peuvent être obtenus à l'aide de la méthode d'échantillonnage par aspiration, ce qui permet des analyses techniques plus vastes et sophistiquées de l'échantillon (comme la spéciation et les analyses à l'aide d'un synchrotron) (Rasmussen *et coll.*, 2008; 2011; MacLean *et coll.*, 2011).

Lors d'un atelier tenu par SC en 2009, des participants venant de milieux universitaires, gouvernementaux et d'entreprises d'experts-conseils ont formulé des commentaires au sujet des avantages et des inconvénients des deux méthodes. Le Tableau 2 ci-dessous présente un résumé des possibles avantages et inconvénients de ces méthodes.

Tableau 2 : Possibles avantages et inconvénients des méthodes d'échantillonnage par aspiration et par frottis*

Considérations relatives à la méthode d'échantillonnage	Échantillonnage par aspiration (mesure de la poussière en vrac)	Échantillonnage par frottis (mesure de surface)
Acceptation internationale	Les organismes européens de réglementation et les États-Unis utilisent cette approche (HVS3).	Les organismes de réglementation américains utilisent cette approche pour le plomb (US EPA, US HUD, World Trade Center Indoor Air Task Force Working Group [WTCWG]).
Application à de multiples substances chimiques	L'information publiée au sujet des concentrations dans la poussière en vrac est utile pour les études comportant plusieurs éléments. (Rasmussen *et coll.*, 2001).	De nombreux résultats d'échantillonnage par frottis pour le plomb ont été publiés, mais pas pour d'autres substances chimiques.
Coût et niveau de difficulté	Plus long et plus coûteux à réaliser.	Facile et peu coûteux à réaliser.
Considérations relatives à la taille des particules	Possibilité de tenir compte de la taille des particules (Lioy *et coll.*, 2002).	Ne peut normalement inclure l'analyse de la taille des particules.
Relation avec les concentrations extérieures	Il est possible d'effectuer des comparaisons intérieur-extérieur avec le sol, dans la mesure où des fractions de particules de la même taille sont choisies.	Il est impossible d'effectuer des comparaisons intérieur-extérieur, car il est difficile de recueillir un échantillon de sol par frottis, ou d'isoler des fractions granulométriques spécifiques.
Normalisation du protocole d'échantillonnage	Il est possible d'appliquer des protocoles d'échantillonnage normalisés de manière constante, car il est en général possible de respecter les exigences minimales concernant les échantillons. Cela ajoute à la crédibilité et à la comparabilité de la méthode.	Les protocoles d'échantillonnage sont parfois appliqués de manière non standard en raison de la faible quantité d'échantillons. (Il est recommandé d'élargir la zone d'échantillonnage en présence d'une faible quantité d'échantillons).
Variabilité spatiale et taille de l'échantillon	La collecte d'échantillons composites de poussière en vrac peut éviter une variabilité importante d'une pièce à l'autre. Comme il est possible de combiner la poussière de plusieurs pièces, la collecte d'un échantillon de taille adéquate avec des limites de détection raisonnables est possible. De plus, des échantillons peuvent être prélevés dans des pièces individuelles lorsque de l'information sur la variabilité spatiale est requise.	La variabilité de pièce en pièce peut fausser les résultats d'échantillonnage par frottis. Cependant, l'information provenant de pièces données peut être utile afin d'analyser la variabilité spatiale dans une résidence.
Influence des activités d'entretien ménager	Moins susceptible d'être influencé par des activités d'entretien ménager récentes, et par conséquent plus susceptible de fournir de l'information permettant d'identifier les sources.	Plus susceptible d'être influencé par les activités d'entretien ménager récentes, et possiblement moins susceptible de fournir de l'information permettant d'identifier les sources.

* Information basée sur les opinions exprimées lors de l'atelier du 20 octobre 2009 (SC, 2009) tenu par la Division des sites contaminés de Santé Canada.

3.2.4 *Recommandations pour l'échantillonnage de la poussière*

Puisque le présent document n'offre aucune recommandation de protocole à utiliser pour l'échantillonnage de la poussière, il est possible de consulter les protocoles conçus par d'autres organismes au moment de développer un protocole spécifique à un site. Les emplacements des échantillons doivent être identifiés avant l'échantillonnage et être clairement indiqués dans le rapport d'ÉRSH. La décision de prélever des échantillons dans des zones à forte utilisation du bâtiment ou d'effectuer des échantillons composites doit être prise à l'avance. Les arguments à l'appui de cette décision ainsi qu'un examen des incertitudes doivent être inclus dans le rapport.

Avant de prélever des échantillons de poussière, il est essentiel d'évaluer les conditions et la portée du projet, ainsi que la quantité relative des surfaces souples par rapport aux surfaces dures présentes dans le ou les bâtiments d'intérêt, puisque cela peut influer sur le choix des méthodes d'échantillonnage.

En général, les recommandations suivantes s'appliquent :

- Selon les exigences relatives à la taille de l'échantillon, il peut être prudent de demander que le bâtiment ne soit pas nettoyé dans la semaine précédant l'échantillonnage afin de s'assurer d'obtenir une taille d'échantillon suffisante.
- L'échantillonnage par aspiration à l'aide de matériel approprié doit être utilisé pour des surfaces souples.
- L'échantillonnage sur des surfaces dures peut se faire au moyen des méthodes d'échantillonnage par frottis ou par aspiration. Toutefois, lorsqu'une concentration par poids est souhaitée, l'échantillonnage par aspiration est généralement le plus approprié.
- Tous les échantillonnages doivent être effectués conformément à un protocole détaillé et à un programme d'assurance et de contrôle de la qualité.
- Les limites de détection (et les CDP) associées à chaque CPP doivent être déterminées avant l'échantillonnage.
- Le plan d'échantillonnage doit être soumis au ministère gardien aux fins d'examen avant l'échantillonnage.
- Le ministère gardien doit confirmer si l'échantillonnage nécessite une approbation préalable (p. ex. en cas d'échantillonnage dans une résidence).

3.3 *Analyses de laboratoire*

Le présent document ne contient aucune spécification concernant les analyses de laboratoire. Il est recommandé d'identifier la méthode d'analyse avant de procéder au prélèvement des échantillons, car cela peut influer sur la quantité d'échantillons nécessaire. Si l'un des objectifs de l'évaluation consiste à mesurer la quantité de sol contaminé transportée à l'intérieur, il est alors prudent de s'assurer que les méthodes de laboratoire utilisées permettent de comparer les concentrations présentes dans le sol et dans la poussière intérieure.

Diverses méthodes de laboratoire portant sur l'analyse chimique des échantillons de poussière obtenus par aspiration sont fournies dans des documents publiés (p.ex., Adgate *et coll.* 1995; Bai *et coll.*, 2003; Fan *et coll.*, 2010; Freeman *et coll.*, 1997; Lewis *et coll.*, 1999; Rasmussen *et coll.*, 2008; 2011; 2013; Reynolds *et coll.*, 1997; Rudel *et coll.*, 2001). Des méthodes pour l'analyse des lingettes de surface ont également été publiées (Adgate *et coll.*, 1995; Bai *et coll.*, 2003; Dufresne *et coll.*, 2011; Lioy *et coll.*, 2000; McDonald *et coll.*, 2010; 2011; Reynolds *et coll.*, 1997).

Le laboratoire chargé des analyses chimiques devrait normalement être certifié par un organisme accrédité comme la Canadian Association for Laboratory Accreditation (CALA) ou une organisation similaire, comme le Programme d'accréditation des laboratoires d'analyse (PALA) du Québec. En l'absence de méthodes normalisées, le recours à un laboratoire de recherche peut être justifié; mais dans un tel cas, le protocole d'analyse et les procédures d'assurance de la qualité doivent être soigneusement décrits et justifiés.

3.4 Assurance et contrôle de la qualité

Les échantillons destinés au contrôle de la qualité (CQ) doivent être prélevés et analysés pour déterminer la précision ou le biais de la procédure d'échantillonnage et d'analyse. Le prélèvement et l'analyse d'échantillons de contrôle appropriés, dans le cadre d'un programme d'assurance de la qualité (AQ), peuvent aider à s'assurer que la qualité des données collectées est connue et qu'elle respecte les objectifs de qualité des données (OQD) du projet. Pour établir les OQD, il faut tout d'abord déterminer le degré de certitude requis. L'AQ correspond aux activités qui permettent de confirmer qu'une norme définie de qualité de données à un niveau de confiance donné est atteint.

Ce document ne fournit pas de directives précises concernant les exigences d'AQ/CQ, et l'information qui figure dans la présente section n'est pas exhaustive. Le rapport doit identifier les procédures d'AQ/CQ utilisées et inclure une interprétation des résultats (p.ex., des duplicatas ou des échantillons témoins) et de l'incertitude qui y est associée. Les OQD doivent être définis dès le début d'un projet afin d'établir des niveaux acceptables de précision des données, de biais, de représentativité, d'exhaustivité et de comparabilité, ainsi que des limites de détection. Les procédures d'assurance de la qualité, y compris le prélèvement sur le terrain d'échantillons de CQ et leur fréquence requise, devraient être établies afin de veiller à ce que les OQD soient atteints. Les résultats du CQ devraient être examinés et interprétés sur une base continue, et les procédures d'AQ modifiées au besoin. Au terme du projet, une évaluation de la qualité des données devrait être présentée dans le rapport.

Le nombre d'échantillons requis pour évaluer la charge ou la concentration dans un endroit dépend de la surface totale évaluée. Ce nombre est souvent élevé pour l'analyse des dépôts de poussière intérieure. Plusieurs échantillons répétés sont souvent requis, car la variabilité entre les échantillons peut être élevée (US HUD, 2006), et il est impossible de sous-échantillonner, pour différentes analyses, les prélèvements par frottis ou par aspiration recueillis à l'aide d'un filtre (les échantillons obtenus par aspiration en vrac peuvent être sous-échantillonnés). D'autres techniques comme l'échantillonnage composite sont parfois disponibles, selon la substance chimique visée et la méthode d'analyse utilisée. De plus, plusieurs procédures de laboratoire pour l'analyse de la poussière nécessitent de multiples échantillons témoins et enrichis supplémentaires afin de vérifier de manière adéquate les taux de récupération de la matrice de l'échantillon (US EPA, 1995).

La surface échantillonnée peut également avoir une incidence sur le nombre d'échantillons requis. Il a été démontré que des surfaces comme les appuis de fenêtre pouvaient présenter une plus grande variabilité que les planchers (US HUD, 2006); par conséquent, un seul échantillon peut ne pas être représentatif de l'exposition. Par rapport à l'échantillonnage d'autres milieux comme le sol ou l'eau, l'échantillonnage des dépôts de poussière intérieure exige un examen plus approfondi des types de surfaces échantillonnées pour obtenir des résultats significatifs. Une explication détaillée de l'emplacement des échantillons, du type de surface et de l'utilisation des lieux doit être fournie dans le rapport.

Les échantillons de contrôle de la qualité sur le terrain permettent de vérifier la précision (la variation aléatoire) et le biais (l'erreur systématique) associés à l'échantillonnage sur le terrain. Divers types d'échantillons peuvent être prélevés et analysés pour quantifier la précision et le biais des données, notamment :

- Les duplicatas de terrain – une fraction d'un même échantillon qui mesure la précision de l'échantillonnage;
- Les échantillons témoins – ils indiquent si les échantillons ont été contaminés pendant l'échantillonnage, le transport ou les étapes d'analyse. Les divers types d'échantillons témoins comprennent le témoin de transport, le témoin de terrain et le témoin d'équipement. Il peut s'agir de lingettes ou de cartouches à vide qui n'ont pas été utilisées pour l'échantillonnage, mais qui seront néanmoins soumises aux mêmes manipulations que les échantillons d'intérêt.

Les échantillons devraient être étiquetés, et une fiche de terrain incluant la localisation et le numéro de l'échantillon devrait être remplie pour chaque période d'échantillonnage. Les échantillons préparés sur le terrain devraient être conservés à une température appropriée (établie par le laboratoire d'analyse) et remis au laboratoire d'analyse dans un délai acceptable (défini au préalable avec le laboratoire d'analyse pour chaque substance chimique). Le port de gants et des procédures convenables de décontamination et autres procédures d'AQ/CQ devraient être respectés et consignés.

Les échantillons d'AQ/CQ en laboratoire révèlent la précision (la variation aléatoire) et le biais (l'erreur systématique) associés aux analyses de laboratoire. Les types d'échantillons qui peuvent être analysés pour quantifier la précision et le biais sont décrits ci-dessous :

- les duplicatas de laboratoire sont des fractions d'un même échantillon prises au laboratoire et analysées à l'aide des mêmes procédures. Ces échantillons sont utilisés pour s'assurer que la performance de la méthode se situe dans des limites acceptables;
- les échantillons enrichis sont des échantillons auxquels on ajoute une quantité connue de substance. Cela peut inclure des échantillons témoins ou d'autres types d'échantillons. L'échantillon est examiné à l'aide de l'instrument analytique pour évaluer le biais de l'instrument et déterminer si la matrice de l'échantillon influe sur la qualité du résultat; et
- les étalons de référence (également désignés sous les appellations de matériaux de référence « standardisés » ou « certifiés ») sont des échantillons préparés par un laboratoire ou un organisme extérieur et qui contiennent des concentrations précises de substances chimiques avec une marche d'erreur déterminée. Les étalons de référence sont utilisés pour étalonner les instruments d'analyse.

4.0 INCLUSION DES CPP PRÉSENTS DANS LA POUSSIÈRE INTÉRIEURE DANS UNE ÉRSH

L'inclusion de CPP présents dans la poussière intérieure retenue comme milieu d'exposition dans une ÉRSH peut être réalisée à l'aide d'une méthode compatible avec celle qui est décrite dans le *guide* de SC *sur* l'ÉQDR (SC, *2010a)*. L'*évaluation de l'exposition,* qui estime dans quelle *mesure des personnes* sont exposées à des CPP *présents* dans la poussière, requiert le calcul de l'exposition aux CPP présents dans la poussière par ingestion et par contact cutané. Les sections qui suivent présentent des éléments pertinents concernant les milieux de poussière intérieure dans les sites contaminés, qui vont au-delà *des explications de l'ÉRSH contenues dans les guides d'orientation* sur l'ÉQDR *et l'ÉQPR (*évaluation quantitative préliminaire des risques*)* au sujet de la poussière intérieure (SC, 2012a; 2010a).

4.1 Sélection des CPP dans la poussière

Le dépistage des CPP dans les sols des sites contaminés est habituellement effectué par la comparaison des concentrations de substances chimiques dans aux recommandations ou aux critères élaborés pour divers usages des terrains par le CCME ou les administrations provinciales. Le dépistage des substances chimiques dans la poussière afin d'identifier les CPP est plus compliqué que le dépistage de substances chimiques dans le sol, car il n'existe aucune ligne directrice environnementale concernant la protection de la santé humaine par rapport aux dépôts de poussière. Comme cela a été mentionné précédemment, les CPP contenus dans les sols contaminés peuvent avoir un impact sur la poussière intérieure. Par conséquent, les CPP dans les sols devraient être utilisés pour cibler les substances chimiques sur un site contaminé qui peuvent avoir un impact sur la poussière intérieure et qui devraient donc être prises en considération. Ce document a été élaboré spécifiquement pour les sites contaminés par des activités passées, mais ne vise pas ceux dont les activités industrielles influent sur l'air extérieur et la poussière intérieure. Il n'a pas pour but de fournir des conseils normatifs indiquant à quel moment la poussière doit être prise en considération comme milieu d'exposition nécessitant une analyse distincte par rapport à l'évaluation des CPP dans le sol. Cette décision appartient à l'évaluateur des risques qui doit fournir des explications à ce sujet s'appuyant sur les caractéristiques propres à chaque site. L'inclusion de la poussière comme milieu d'exposition dépend de la complexité de l'évaluation des risques, et pourrait faire partie des évaluations plus détaillées lorsque l'exposition humaine directe au sol et à la poussière constitue une voie critique d'exposition et que l'ingestion de poussière et de sol pourrait être examinée séparément.

Il est recommandé de procéder à un dépistage plus poussé des CPP du sol en comparant les concentrations présentes dans la poussière aux :

1. concentrations de dépistage dans la poussière pour la protection de la santé humaine (CDP_{SH}); et
2. concentrations de fond dans la poussière qui sont représentatives des concentrations trouvées dans les foyers canadiens non touchés par des sites contaminés (lorsqu'elles sont disponibles).

Cette approche en deux étapes est présentée pour répondre aux besoins variables de gestion des sites contaminés. Il arrive que des concentrations fondées sur les risques pour la santé humaine soient requises dans le cadre d'un projet afin de déterminer si une concentration présente dans la poussière excède un niveau pouvant avoir un impact sur la santé humaine. Il est aussi parfois nécessaire de comparer les concentrations présentes dans la poussière par rapport aux concentrations de fond disponibles pour établir ce qui est typique ou atypique pour un site. Les besoins du projet peuvent dicter que ces deux types d'informations soient fournis afin de procéder au dépistage et à l'analyse. Le rapport doit décrire la méthode utilisée pour dépister les CPP, ainsi que les références pertinentes, le cas échéant.

Une CDP_{SH} peut être élaborée avant la collecte des échantillons selon les conditions spécifiques du site et être utilisée dans le cadre du dépistage, à condition que les valeurs soient interprétées correctement par un praticien en évaluation des risques. Cet évaluateur doit être au fait des hypothèses et des limites de la CDP_{SH} qui peut être calculée à l'aide de la méthode décrite dans le présent document. Lorsqu'un CPP présent à des concentrations élevées dans les sols du site visé est mesuré dans la poussière à des concentrations compatibles avec les concentrations de fond normales pour les dépôts de poussière intérieure au Canada, on considère généralement que cette substance chimique ne constitue pas un CPP dans la poussière. Il est important de présenter l'interprétation statistique de ces données dans le rapport, appuyée de justifications pertinentes. Le présent document contient certains renseignements concernant l'évaluation des concentrations de fond de la poussière, et des renseignements supplémentaires peuvent être obtenus dans divers autres documents publiés.

Les statistiques utilisées pour décrire l'exposition des personnes aux CPP présents dans la poussière intérieure dépendent de la quantité, de la qualité et de la variabilité des données d'échantillonnage disponibles. Il est important d'appliquer une estimation prudente de l'exposition fondée sur les résultats de l'échantillonnage de la poussière intérieure. Toute décision visant à inclure la poussière dans une ÉRSH doit tenir compte des concentrations de contaminants dans la poussière auxquels les gens seront exposés (p.ex., les gens sont généralement exposés à la poussière au milieu d'une pièce, plutôt qu'à la poussière d'un grenier inutilisé). Les données utilisées pour estimer les concentrations d'exposition doivent être décrites de manière adéquate, et les figures montrant la localisation des points d'échantillonnage dans les bâtiments devraient être incluses. En raison de la nature intrusive de l'échantillonnage à l'intérieur, il arrive souvent qu'il y ait moins d'échantillons de dépôts de poussière disponibles que lors d'études menées dans des milieux extérieurs. Par conséquent, les estimations de la limite supérieure des concentrations sont souvent utilisées dans les évaluations des risques afin que ces derniers ne soient pas sous-estimés. Par exemple, soit la concentration maximale mesurée, soit le 95e percentile de la distribution des données sera typiquement utilisé plutôt que les concentrations moyennes.

L'approche de dépistage de la poussière en deux étapes est adaptée du protocole du CCME (2006) avec certains ajustements basés sur des travaux menés par le WTCWG (2003). Les différences par rapport à l'approche du CCME (2006) comprennent l'exclusion de l'évaluation de la dose journalière estimée de fond à laquelle une personne serait exposée. De plus, la notion de « concentrations géologiques de fond » de la poussière a été jugée inapplicable, et a été remplacée par une présentation au sujet de concentrations de fond présentes dans la poussière.

La méthode de calcul de la CDP_{SH} est fournie à l'Annexe I.

4.1.1 Dépistage par rapport à la CDP_{SH} – Poussière de surface et en vrac

Cette section présente les concentrations de poussières fondées sur les effets sur la santé humaine à titre de **première étape** de dépistage. Cette étape doit être envisagée dans la mesure où le projet nécessite une décision à savoir si une concentration de poussière excède un niveau potentiel d'effets indésirables pour la santé humaine.

Les concentrations de poussière basées sur les effets pour la santé humaine et les concentrations de poussières de fond peuvent être présentées à la fois sous forme de mesures de poussière de surface (unités de « µg/m² ») et en vrac (unités de « µg/g »), car les deux mesures sont jugées pertinentes pour la santé humaine.

Les concentrations de dépistage de la poussière exprimées en unités de surface feront en sorte que les milieux intérieurs particulièrement poussiéreux se verront accorder une priorité plus élevée que les milieux moins poussiéreux. Par exemple, deux bâtiments commerciaux peuvent présenter des concentrations d'une substance chimique de 150 µg/g et être traités de façon similaire s'ils sont examinés en s'appuyant uniquement sur les concentrations de dépistage de poussière en vrac. Cependant, si l'un de ces bâtiments possède un niveau de poussière de 1000 µg/m² et l'autre un niveau de 100 µg/m², le premier bâtiment pourrait être jugé prioritaire du point de vue de l'évaluation des risques pour la santé. L'utilisation de concentrations de dépistage de la poussière en fonction de la surface permet donc de déceler des expositions possiblement plus importantes pour les milieux plus poussiéreux.

D'autre part, l'expression de concentrations de dépistage de poussière en vrac peut faire en sorte que les sources intérieures possibles sont dûment prises en compte sans effets confondants de nettoyage récent. Par exemple, selon les habitudes de nettoyage, une résidence possédant de la peinture à base de plomb sur les rebords de fenêtre peut présenter une concentration de surface semblable à une résidence sans peinture à base de plomb. Toutefois, si la peinture à base de plomb s'écaille, la mesure des concentrations dans la poussière en vrac peut permettre d'identifier des sources potentielles d'exposition (c.-à-d., des concentrations élevées de plomb), même si le bâtiment n'est pas particulièrement poussiéreux. Ainsi, l'utilisation de concentrations de dépistage de la poussière sur une base en vrac peut permettre l'identification appropriée de sources potentielles, peu importe les habitudes de nettoyage.

Une étude menée par Yiin *et coll.* (2000) illustre l'importance de procéder aux deux mesures dans des circonstances différentes. Cette étude porte sur l'examen des concentrations de plomb dans la poussière résidentielle et leur relation avec la plombémie chez des enfants d'âge préscolaire. Les résultats de cette étude suggèrent que les mesures de poussières seraient plus pertinentes pour l'évaluation des risques liés à la santé si elles étaient représentées sous forme de concentrations de poussières en µg/g pour les moquettes, mais également sous forme de charges de plomb en µg/m² pour les surfaces dures. Selon cette étude, les concentrations de plomb dans le sang correspondaient le mieux avec chacune de ces mesures pour le type de surface respectif.

Pour ces raisons, les concentrations de dépistage dans la poussière peuvent être élaborées à la fois sous forme de concentrations en fonction de la surface (c.-à-d., en µg/m²) et de concentrations dans la poussière en vrac (c.-à-d., en µg/g).

La méthode de calcul de l'exposition pouvant être utilisée pour établir la CDP_{SH} est fournie à l'Annexe I.

4.1.2 Dépistage par rapport aux concentrations de fond dans la poussière

Cette section présente l'utilisation des concentrations de fond présentes dans la poussière à titre de deuxième étape du dépistage des concentrations dans la poussière. Cette étape doit être envisagée si le projet exige que les concentrations de poussières fassent l'objet d'un dépistage par rapport aux concentrations de fond disponibles afin d'analyser ce qui est typique ou atypique dans une région.

La notion de concentrations de fond, ou de référence, d'éléments présents dans le sol par rapport à celle pour la poussière est très différente. Cela apparaît de manière évidente lorsqu'on compare, à des fins de dépistage, les conditions de fond du sol utilisées dans les recommandations pour la qualité des sols (RQS) par rapport aux conditions de fond de la poussière.

Contrairement au sol, la notion de fond « naturel » ou « géologique » peut ne pas s'appliquer à la poussière intérieure, puisque les éléments qui y sont présents proviennent d'une variété de sources anthropiques, naturelles, intérieures et extérieures. La poussière intérieure est une matrice complexe issue de diverses sources, à laquelle les habitants sont exposés de manière globale. Par conséquent, l'isolement de la partie de la poussière de fond naturelle ou géologique pourrait ne pas être particulièrement utile en ce qui a trait à l'exposition à la poussière. Les estimations des concentrations de substances chimiques présentes dans une poussière de fond ou de référence typique du milieu urbain constituent un point de comparaison plus utile pour l'interprétation des résultats d'analyse des échantillons de poussière intérieure associés à des sites contaminés.

L'utilisation d'une moyenne arithmétique des concentrations de fond dans la poussière est recommandée à des fins de comparaison lorsque des données suffisantes sont disponibles pour effectuer un tel calcul et que les données sont réparties de façon normale, car il s'agit généralement d'une estimation prudente de la tendance centrale. Il est possible, en s'appuyant sur des arguments valides, de choisir une autre statistique de la concentration de fond dans la poussière, comme la médiane, la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la moyenne, le 95e centile ou la mesure maximale, et le rapport doit fournir une justification claire expliquant le choix de la statistique retenue.

Des données de fond sur la poussière, locales ou régionales de haute qualité, pourront être utilisées, le cas échéant, pour l'interprétation des concentrations présentes dans la poussière. Des lignes directrices relatives à l'élaboration d'un plan d'échantillonnage de la poussière pour la collecte de données régionales ne sont pas fournies, étant donné qu'une analyse statistique propre à chaque site est requise, ainsi que l'identification de zones qui ne sont pas touchées par le site. En l'absence de données locales ou régionales de grande qualité sur la poussière, les données nationales de fond sur la poussière publiées dans l'EPDC (SC, 2012b, voir le Tableau 3 pour des exemples) peuvent être utiles pour l'interprétation des concentrations de poussières. D'autres sources peuvent être utilisées lorsque les sources privilégiées ne sont pas disponibles. La qualité des données peut être évaluée en s'appuyant sur les critères suivants : les substances chimiques testées, les mesures de poussière effectuées, la taille des particules évaluées, la conception de l'étude, la conception de l'échantillonnage, la qualité de l'ensemble de données, l'échelle des données et leur représentativité.

Des études canadiennes sur les concentrations de fond de diverses substances chimiques dans la poussière existent, et pourraient être utiles pour l'interprétation des résultats d'échantillonnage de la poussière provenant de sites contaminés. L'EPDC (SC, 2012b) a mesuré les concentrations de fond urbaines typiques provenant d'une combinaison de sources intérieures, extérieures, naturelles et anthropiques. Les résultats de cette enquête menée à l'échelle du pays sont statistiquement significatifs et représentatifs.

Le Tableau 3 présente des exemples de sources de données canadiennes publiées et révisées par des pairs concernant les concentrations de fond dans la poussière. Il résume également les points clés des études pouvant être utilisées à des fins comparatives. La plupart des données disponibles proviennent de l'EPDC. D'autres données locales et régionales sur les concentrations de fond dans la poussière à divers endroits au Canada peuvent être disponibles à des fins de comparaison et doivent être examinées en tenant compte des particularités propres à chaque projet.

Tableau 3 : Exemples de données publiées au sujet des concentrations de fond dans la poussière au Canada

	Rasmussen *et coll.* (2001)	Fan *et coll.* (2010)	Rasmussen *et coll.* (2011)	McDonald *et coll.* (2011)	Rasmussen *et coll.* (2013)
Substances chimiques testées	Ag, As, Be, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sr, Tl, U, Zn (et autres)	Parabènes, triclosan, méthyl-triclosan	Pb	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn
Étude	Étude pilote à Ottawa	Sous-ensemble de données provenant de l'Enquête sur la poussière domestique au Canada (EPDC)	Ensemble de données tirées de l'EPDC	Sous-ensemble de données provenant de l'EPDC	Ensemble de données tirées de l'EPDC

	Rasmussen *et coll.* (2001)	Fan *et coll.* (2010)	Rasmussen *et coll.* (2011)	McDonald *et coll.* (2011)	Rasmussen *et coll.* (2013)
Mesure de la poussière	Poussière en vrac (µg/g)	Poussière en vrac (µg/g)	Poussière en vrac (µg/g)	Poussière de surface (µg/m^2)	Poussière en vrac (µg/g), taux de charge de l'élément (poussière de surface; µg/m^2) et taux de charge quotidien de l'élément (µg/m^2-j)
Taille des particules évaluées	100–250 µm	< 80 µm	< 80 µm	Sans objet	< 80 µm (poussière en vrac); < 300 µm (poussière de surface et taux de charge quotidien de l'élément)
Considérations liées à la conception de l'étude	Milieu urbain – 50 logements privés d'Ottawa construits entre 1893 et 1987. Plan d'échantillonnage aléatoire.	Milieu urbain. 63 résidences unifamiliales dans une ville canadienne de > 100 000 habitants. Plan d'échantillonnage aléatoire.	Milieu urbain. 1025 résidences unifamiliales dans 13 villes canadiennes de > 100 000 habitants. Échantillonnage aléatoire stratifié en trois étapes.	Milieu urbain. 222 résidences unifamiliales dans 3 villes canadiennes de > 100 000 habitants. Plan d'échantillonnage aléatoire.	Milieu urbain. 1025 résidences unifamiliales dans 13 villes canadiennes de > 100 000 habitants. Échantillonnage aléatoire stratifié en trois étapes.
Conception de l'échantillonnage	Échantillons composites de poussière fraîche prélevés par les participants à l'aide de leurs aspirateurs sur des planchers nus ou des moquettes suivant un protocole conçu pour recueillir de récentes couches de poussière de surface et éviter les accumulations de longue durée.	Échantillons composites de poussière fraîche prélevés sur des planchers nus ou des moquettes suivant le protocole allemand « Verein Deutscher Ingenieure » (VDI) par aspiration à l'aide d'échantillonneurs à vide Pullman-Holt munis de filtres à haute efficacité pour les fines particules de l'air (HEPA). Des échantillons provenant des aspirateurs des participants ont également été recueillis.	Échantillons composites de poussière fraîche prélevés sur des planchers nus ou des moquettes suivant le protocole allemand VDI par aspiration à l'aide d'échantillonneurs à vide Pullman-Holt munis de filtres HEPA.	Échantillons prélevés sur des planchers non recouverts de moquettes dans diverses pièces (entrée principale, cuisine, salon, salle familiale, chambres d'adultes et d'enfants, aires de jeu des enfants) à l'aide de lingettes Ghost Wipes selon la méthode E–1792 de l'American Society for Testing and Materials (ASTM).	Échantillons composites de poussière fraîche prélevés sur des planchers nus et des moquettes suivant le protocole allemand VDI par aspiration à l'aide d'échantillonneurs à vide Pullman-Holt munis de filtres HEPA. Les charges et taux de charge des éléments ont été calculés à partir de données recueillies à l'aide d'un questionnaire.

	Rasmussen *et coll.* (2001)	Fan *et coll.* (2010)	Rasmussen *et coll.* (2011)	McDonald *et coll.* (2011)	Rasmussen *et coll.* (2013)
Qualité des ensembles de données	48 échantillons. Non significatif statistiquement	63 échantillons. Non significatif statistiquement	1025 échantillons. Statistiquement significatif	932 échantillons. Non significatif statistiquement	1025 échantillons. Statistiquement significatif
Échelle des données	Étude locale à Ottawa, en Ontario	Nationale mais non représentative à cette échelle	Représentative à l'échelle nationale	Nationale mais non représentative à cette échelle	Représentative à l'échelle nationale
Méthodes analytiques utilisées	Digestion acide et concentrations des éléments totaux déterminées à l'aide de vapeur froide SAA (Hg) et de l'ICP-MS (tous les autres éléments).	Extraction des échantillons par sonication, et détermination des concentrations totales par GC-MS.	Le Pb bioaccessible a été mesuré au moyen d'une extraction à l'aide d'ACl dilué et conformément au protocole européen modifié sur la sécurité des jouets. Le Pb_T a été établi par digestion avec 4 acides et par ICP-OES et ICP-MS.	Échantillons digérés selon la méthode modifiée E 1644 de l'ASTM, et concentrations établies par ICP-MS.	Concentrations totales de Pb, Zn, Cu, Cd, Ni, As (62 échantillons) et de Cr (quelques échantillons) déterminées par digestion avec 4 acides et par ICP-OES ou ICP-MS. Pour d'autres échantillons, les concentrations totales d'As et de Cr ont été établies par INAA.

Acronymes :

ACl : Acide chlorhydrique

GC-MS : Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse

ICP-MS : Spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif

ICP-OES : Spectrométrie d'émission optique à plasma induit

INAA : Analyse instrumentale par activation neutronique

Pb_T : Concentration totale en plomb

SAA : Spectrométrie d'absorption atomique

4.1.3 Sélection des CPP

La présence de CPP dans la poussière intérieure devrait être établie au moyen d'un dépistage s'appuyant sur les CDP_{SH} et les concentrations de fond Si une substance chimique d'un site contaminé est considérée comme un CPP dans le sol (par rapport aux Recommandations canadiennes pour la qualité des sols pour la protection de la santé humaine (RQS_{SH}), elle devrait être automatiquement considérée comme un CPP dans la poussière s'il a été déterminé que la poussière constituait un milieu d'intérêt. Lorsqu'il n'existe pas de données au sujet des concentrations de fond, le dépistage des substances chimiques peut se faire uniquement à l'aide des CDP_{SH}.

Lorsque les concentrations des substances chimiques sont inférieures aux concentrations de fond, les substances chimiques visées ne devraient pas faire partie de l'évaluation des risques ciblant spécifiquement l'exposition à la poussière. Toutefois, les données peuvent être utilisées dans le cadre d'une évaluation de l'exposition multimédia. Les poussières ne devraient pas faire l'objet d'un assainissement en deçà des concentrations de fond, puisque ces dernières seraient représentatives de l'exposition du grand public non touché par la contamination.

4.2 Caractérisation des récepteurs

Les caractéristiques des récepteurs sont présentées dans le document de Santé Canada sur l'ÉQPR, Partie I (SC, 2012a), portant sur l'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux. Les paramètres d'entrée des caractéristiques des récepteurs utilisés dans l'évaluation doivent être consignés dans un tableau du rapport afin d'assurer la transparence de l'évaluation et de permettre la vérification des calculs par un réviseur technique. Dans le cas des ÉRSH spécifiques au site, tout comportement propre au site doit être noté dans l'ÉRSH avec justification à l'appui.

Les caractéristiques des récepteurs fournies à titre d'exemple aux fins du calcul de la CDP sont résumées dans le Tableau 4; toutefois, d'autres valeurs peuvent être utilisées en fonction des facteurs d'exposition propres au site. Les caractéristiques des récepteurs doivent toujours être accompagnées d'une justification dans l'évaluation des risques. Les estimations de la limite supérieure de l'ingestion de poussière peuvent être utilisées dans les évaluations des risques afin que ces derniers ne soient pas sous-estimés; ainsi, on pourrait décider d'utiliser le 95e percentile de la distribution des données plutôt que les concentrations moyennes.

Le document sur l'ÉQPR (SC, 2012a) ne fournit pas de valeur concernant l'ingestion de poussière intérieure, et ce paramètre n'a pas été quantifié de façon approfondie dans la littérature publiée à ce jour. Ce paramètre est toutefois requis pour calculer la CDP. L'exposition à la poussière par des comportements consistant à porter des objets à la bouche ne peut être quantifiée à l'aide d'études de bilan de masse liées à l'ingestion de sol puisque sa contribution relative aux oligo-éléments excrétés ne peut être distinguée de celle du sol (Calabrese et Stanek, 1992a; 1992b; Stanek et Calabrese, 1992; Stanek *et coll.*, 2012). De plus, les études de bilan de masse liées à l'ingestion de sol ont montré une grande variabilité dans les résultats, et sont souvent marquées par des incertitudes (Wilson *et coll.*, 2013; Stanek *et coll.*, 2012). Deux sources potentielles de biais dans l'analyse du bilan de masse sont le manque d'identification des sources autres que les sols qui contribuent à l'exposition (dentifrice, médicaments, nourriture, peinture, papier, crayons, etc.) ainsi que la biodisponibilité réelle et la rétention dans le corps des éléments visés (Stanek *et coll.*, 2012).

L'ingestion de poussière intérieure a été quantifiée dans quelques études publiées. Ozkaynak *et coll.* (2011) ont modélisé les taux d'ingestion de sol et de poussière à l'aide d'une méthode mécaniste basée sur le modèle *Stochastic Human Exposure and Dose Simulation* de l'EPA. Pour les enfants âgés de 3 à 6 ans, Ozkaynak *et coll.* (2011) ont prédit des taux moyens d'ingestion de poussière de 20 mg/jour associés à des comportements main-bouche et de 7 mg/jour liés au port d'objets vers la bouche, avec un taux moyen d'ingestion de sol de 41 mg/jour. Ils ont estimé un taux total moyen d'ingestion de sol et de poussière d'environ 68 mg/jour pour ce groupe d'âge.

En utilisant une approche différente pour estimer les taux d'ingestion de poussière, Wilson *et coll.* (2013) ont réalisé une évaluation probabiliste basée sur une revue de la littérature. Les auteurs ont estimé des taux moyens d'ingestion de poussière intérieure allant de 2 mg/jour pour les adolescents à 41 mg/jour pour les tout-petits. Cela se compare dans la même étude à une gamme de taux moyens d'ingestion de sol allant de 1 mg/jour pour les personnes âgées à 20 et 23 mg/jour respectivement pour les tout-petits et les enfants. Les taux combinés d'ingestion de sol et de poussière variaient, quant à eux, de 4 mg/jour pour les personnes âgées à 61 mg/jour pour les tout-petits. Ces taux combinés d'ingestion de sol et de poussière sont plus bas que les taux d'ingestion de sol adoptés par la plupart des organismes. Toutefois, le taux combiné d'ingestion de sol et de poussière pour les tout-petits était similaire à celui estimé par Ozkaynak *et coll.* (2011), tandis que les taux d'ingestion de sol pour les tout-petits et les enfants étaient comparables à celui noté par Stanek *et coll.* (2012), soit une estimation moyenne de 26 mg/jour. Wilson *et coll.* (2013) ont noté que ces taux d'ingestion sont mécanistes, qu'ils peuvent être ajustés sur une base propre à chaque site, qu'ils peuvent être transposés sur une base de taux horaire et qu'ils sont présentés comme une option plus réaliste par rapport aux approches traditionnelles de bilan de masse. Ces valeurs sont fournies à titre d'exemple (Tableau 4); toutefois, d'autres valeurs tirées de la littérature scientifique peuvent être utilisées. Des explications supplémentaires, y compris les valeurs recommandées pour l'évaluation probabiliste, sont disponibles dans Wilson *et al.* (2013).

Les caractéristiques des récepteurs, comme le poids corporel et la surface cutanée exposée, qui sont généralement utilisées dans l'évaluation des risques associés aux sites contaminés, sont fournies à titre d'exemple dans le Tableau 4 ci-dessous. D'autres paramètres ont été tirés de la littérature ou calculés dans les équations présentées à l'Annexe I. D'autres valeurs peuvent être utilisées dans une ÉRSH avec justification à l'appui, dans la mesure où l'évaluation des risques fournit une estimation prudente du risque. Les caractéristiques des récepteurs notées dans l'évaluation des risques doivent être résumées, avec justification à l'appui.

Tableau 4 : Exemples de paramètres relatifs aux caractéristiques des récepteurs utilisées pour calculer les concentrations de dépistage dans la poussière*

Paramètre générique d'entrée	Valeur choisie	Référence
Poids corporel (PC)	Nourrisson : 8,2 kg Tout-petit : 16,5 kg Enfant : 32,9 kg Adolescent : 59,7 kg Adulte : 70,7 kg	Santé Canada (2012a)
Taux d'ingestion de poussière (TIP) – résidentiel	Nourrisson : 0,038 g/jour Tout-petit : 0,041 g/jour Enfant : 0,031 g/jour Adolescent : 0,0022 g/jour Adulte : 0,0025 g/jour	Calculé à l'aide de l'éq.7 (Annexe I)†
Taux d'ingestion de poussière (TIP) – commercial	Nourrisson : 0,028 g/jour Tout-petit : 0,027 g/jour Enfant : 0,021 g/jour Adolescent : 0,0014 g/jour Adulte : 0,0014 g/jour	Calculé à l'aide de l'éq.7 (Annexe I)†
Surface des doigts insérée dans la bouche (S_{doigts})	Nourrisson : 0,0013 m^2 Tout-petit : 0,0015 m^2 Enfant : 0,0021 m^2 Adolescent : 0,0020 m^2 Adulte : 0,0022 m^2	Calculé à l'aide de l'éq.2 (Annexe I)
Surface des mains exposée à la poussière (deux mains; S_{mains})	Nourrisson : 0,032 m^2 Tout-petit : 0,043 m^2 Enfant : 0,059 m^2 Adolescent : 0,080 m^2 Adulte : 0,089 m^2	Santé Canada (2012a)
Surface d'autres parties du corps exposée à la poussière (S_{autre})	Nourrisson : 0,146 m^2 Tout-petit : 0,258 m^2 Enfant : 0,455 m^2 Adolescent : 0,720 m^2 Adulte : 0,822 m^2	Santé Canada (2012a)
Facteur d'adhérence de la poussière sur les mains (FAP_{mains})	2 g/m^2-jour	US EPA (2008a)
Facteur d'adhérence de la poussière sur d'autres parties du corps (FAP_{autre})	0,3 g/m^2-jour	US EPA (2008a)

Paramètre générique d'entrée	Valeur choisie	Référence
Facteur d'extraction par la salive (ES)	0,5	WTCWG (2003) et Camann *et coll.* (2000)
Temps de sommeil (TS), résidentiel uniquement	Nourrisson : 13 h/jour Tout-petit : 10,5 h/jour Enfant : 9,9 h/jour Adolescent : 9,1 h/jour Adulte : 8,4 h/jour	Santé Canada (1995)

* Remarque que d'autres valeurs peuvent être utilisées si une justification détaillée (avec citations) est fournie

† Les taux sont cohérents avec ceux de Wilson *et coll.* (2013)

4.3 Hypothèses de caractérisation de l'exposition

La plupart des hypothèses concernant la fréquence et la durée d'exposition sont fondées sur le meilleur jugement professionnel, car il existe peu d'information dans la littérature concernant les paramètres d'exposition typiques. Le cas échéant, ces valeurs ont été citées. Aux fins d'une ÉRSH pour un site fédéral contaminé, la fréquence et la durée d'exposition sur le site devraient être fondées sur les lignes directrices présentées dans le Tableau 5, sauf si, de l'avis de l'évaluateur des risques, d'autres hypothèses sont plus défendables. L'utilisation d'autres hypothèses doit être appuyée par de solides explications dûment référencées. Nous invitons le lecteur à consulter le guide sur l'ÉQDR (SC, 2010a) pour plus d'information au sujet des implications de l'amortissement de l'exposition.

L'approche recommandée pour l'estimation de l'exposition à des substances chimiques présentes dans la poussière requiert une estimation de l'exposition (en unités de µg/kg-jour) pour les voies orale et cutanée. Ces expositions sont ensuite additionnées pour fournir une estimation de l'exposition totale qui pourrait découler de la poussière intérieure.

L'exposition à la poussière peut être estimée en supposant une exposition égale aux surfaces dures et souples, ou peut être modifiée pour les bâtiments où les occupants seraient plus ou moins exposés aux surfaces dures ou souples. La fraction de temps passé à l'intérieur en contact avec des surfaces dures par rapport à des surfaces souples peut être estimée à 50/50, notamment sur la base des résultats d'une étude d'évaluation menée dans le cadre de l'EPDC (McDonald *et coll.* 2011), qui a montré qu'en moyenne 56 % des foyers interrogés possédaient de la moquette par rapport à 44 % qui n'en possédaient pas. De plus, on peut supposer que les personnes sont en contact avec des dépôts de poussière sur des surfaces souples (p.ex., canapés, lits, etc.) et dures (p.ex., tables) sur une base qui pourrait être considérée comme équivalente. Les « surfaces dures » sont composées de matériaux non poreux, comme le bois franc, le linoléum, le carrelage, le stratifié, etc. Cela vise principalement les planchers, mais n'exclut pas d'autres surfaces dures portant de la poussière comme les comptoirs, les tables, les jouets durs et les appuis de fenêtre. Les « surfaces souples » visent principalement les planchers recouverts de carpettes et de moquettes, mais n'excluent pas d'autres surfaces souples portant de la poussière comme les canapés, les oreillers et les lits.

Un certain nombre d'hypothèses simplificatrices sont retenues afin d'estimer l'exposition, notamment celle voulant que les concentrations de poussière sont constantes et que la poussière est transférée aux mains lors de tout contact.

Ces expositions visent uniquement le contact avec des dépôts de poussière; la poussière en suspension dans l'air est évaluée séparément à l'aide d'évaluations de l'exposition par la voie d'inhalation.

Tableau 5 : Exemples de paramètres d'exposition utilisés pour calculer les concentrations de dépistage dans la poussière*

Paramètre générique d'entrée	Valeur choisie	Référence
Charge surfacique de poussière sur des surfaces horizontales dures (CSP_{dure})	0,052 mg/cm^2	Moyenne arithmétique tirée de Johnson *et coll.* (2009)
Charge surfacique de poussière sur des surfaces horizontales souples (CSP_{souple})	0,139 mg/cm^2	Moyenne arithmétique calculée à l'aide des ensembles de données de Roberts *et coll.* (1999) et Laxen *et coll.* (1988)
Fréquence d'exposition (FE)	1,0 (Résidentiel – 7 j/sem., 52 sem./an) 0,71 (Commercial – 5 j/sem., 52 sem./an)	Santé Canada (2012a)
Facteur d'exposition pour le transfert au corps (FEC)	Résidentiel : 1,8 h/j (tout-petit) Commercial : 1,2 h/j (tout-petit /adulte)	Calculé à l'aide de l'éq.4 (Annexe I)
Facteur d'exposition pour le transfert au bout des doigts (FED)	Résidentiel : 5,17 h/j (tout-petit) Commercial : 3,36 h/j (tout-petit) 1,9 h/j (adulte)	Calculé à l'aide de l'éq.3 (Annexe I)
Temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales dures (TE_{dure})	Résidentiel : 6,1 h/j (tout-petit) Commercial : 4 h/j (tout-petit /adulte)	Calculé à l'aide de l'éq.8 (Annexe I)
Temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales souples (TE_{souple})	Résidentiel : 6,1 h/j (tout-petit) Commercial : 4 h/j (tout-petit/adulte)	Calculé à l'aide de l'éq.9 (Annexe I)
Fréquence des contacts main-bouche (FQ)	Nourrisson : 28 h^{-1} Tout-petit : 16 h^{-1} Enfant : 9,1 h^{-1} Adolescent : 1 h^{-1} Adulte : 1 h^{-1}	Moyenne géométrique calculée à l'aide de Xue *et coll.* (2007)
Surface fractionnaire des doigts portés à la bouche (SFD_{doigts})	Nourrisson : 0,08 Tout-petit : 0,07 Enfant : 0,07 Adolescent : 0,05 Adulte : 0,05	Valeurs médianes tirées d'AuYeung *et coll.* (2008)
Fraction de poussière transférée de surfaces dures au corps ($FTSS_{SDC}$)	0,25	WTCWG (2003)
Fraction de poussière transférée de surfaces dures aux mains ($FTSS_{SDM}$)	Nourrisson : S/O Tout-petit : 0,7 Enfant : 0,7 Adolescent : 0,4 Adulte : 0,4	Estimations tirées de Rodes *et coll.* (2001) basées sur des facteurs de transfert cutané
Fraction de poussière transférée de surfaces souples au corps ($FTSS_{SSC}$)	0,05	WTCWG (2003)

Paramètre générique d'entrée	Valeur choisie	Référence
Fraction de poussière transférée de surfaces souples aux mains ($FTSS_{SSM}$)	Nourrisson : 0,14 Tout-petit : 0,14 Enfant : 0,14 Adolescent : 0,08 Adulte : 0,08	Estimations tirées de Rodes *et coll.* (2001) basées sur des facteurs de transfert cutané
Heures passées dans le milieu chaque jour (HMJ)†	24 h/j (Résidentiel) 8 h/j (Commercial)	SC (2012a)
Coefficient de transfert (CT)‡	0,12 m^2/h	WTCWG (2003)
Temps passé à l'extérieur (TE), uniquement pour les milieux résidentiels	Nourrisson : S/O Tout-petit : 1,2 h/j Enfant : 2,2 h/j Adolescent : 1,4 h/j Adulte : 1,4 h/j	Tout-petits et enfants basés sur US EPA (2008a), et soutenus par Leech *et coll.* (1997; 2002); Adolescents et adultes tirés de Richardson (1997)

* L'utilisation de ces valeurs est présentée à l'Annexe I.

† À noter que certaines valeurs peuvent être modifiées avec justification à l'appui selon les conditions propres à un site.

‡ Le coefficient de transfert correspond au taux de contact de la peau avec la surface.

4.4 Concentrations de CPP dans la poussière intérieure – Utilisation de statistiques appropriées

4.4.1 Concentration maximale ou concentration moyenne

En ce qui a trait aux données d'échantillonnage de la poussière, différentes valeurs statistiques peuvent être utilisées pour représenter la concentration de la substance chimique dans la poussière à partir de laquelle l'exposition est estimée. Lorsque les données disponibles sont limitées, il est recommandé d'utiliser la concentration maximale mesurée pour estimer l'exposition. Cependant, si la taille de l'échantillon est jugée suffisante et si les échantillons prélevés sont jugés représentatifs des concentrations dans la poussière affectée par le site à l'étude, il est alors possible d'utiliser une valeur statistique représentant la « tendance centrale » des données (p.ex., la moyenne ou la médiane) pour chaque bâtiment. Il sera ainsi possible d'obtenir une estimation plus réaliste de la concentration typique ou moyenne pour les calculs d'exposition et de risque. Des estimations prudentes de l'exposition moyenne (comme la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la moyenne ou la médiane + 2* EMA [écart médian absolu]) sont couramment utilisées pour assurer une évaluation des risques conservatrice lorsque la quantité de données est limitée. L'approche utilisée dépendra de la quantité et de la qualité des données, de l'objectif de l'évaluation des risques et d'éléments comme la durée d'exposition. Elle doit être déterminée au cas par cas en s'appuyant sur une justification appropriée. Une approche à plusieurs niveaux est souvent appliquée au cours de laquelle les concentrations maximales sont utilisées lors du dépistage initial, et des estimations d'exposition plus réalistes sont utilisées si les estimations initiales excèdent la CDP_{SH} ou la concentration de fond.

L'utilisation de la moyenne géométrique n'est pas recommandée. La moyenne géométrique est une représentation statistique de la tendance centrale de données distribuées de façon log-normale. Cependant, cette valeur statistique n'est pas nécessairement représentative de la concentration moyenne à laquelle les gens seront exposés. La moyenne arithmétique (ou limite de confiance supérieure de la moyenne) est habituellement une représentation plus appropriée de la concentration moyenne ou type à laquelle une personne sera exposée en présence de concentrations normalement réparties et elle est une estimation prudente pour les autres distributions (US EPA, 2002). La médiane peut être une mesure appropriée de la valeur centrale d'autres distributions (Reimann et Filzmoser, 2000; Reimann *et coll.*, 2008).

4.4.2 Prise en compte de données comprenant des concentrations non détectées

Dans certains cas, les concentrations mesurées dans les poussières peuvent être rapportées comme inférieures au seuil de détection. Les ensembles de données analytiques incluent fréquemment des concentrations rapportées (détections) et des cas d'incapacité à détecter la substance chimique (cas de nondétection). Par conséquent, l'extrémité inférieure de la distribution des concentrations est tronquée. Lorsqu'une substance est non détectée, elle n'est pas nécessairement absente. En effet, il se peut qu'elle soit simplement présente à des concentrations inférieures au seuil de détection ou de quantification de la méthode utilisée. Si une substance chimique est détectée dans certains échantillons d'un site, il est possible qu'elle soit également présente à de faibles concentrations dans les échantillons pour lesquels on a déclaré une non-détection.

Lorsqu'un ensemble de données inclut des valeurs non détectées, il est possible d'utiliser certaines méthodes pour obtenir des estimations ponctuelles des concentrations d'exposition pour les concentrations rapportées non détectées, comme celles décrites dans la sections « Guide de caractérisation des sols » du *Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine* (2016) du CCME (Volume 1). Peu importe la méthode adoptée pour traiter les valeurs non détectées, il faut fournir une justification appropriée et des références complètes.

4.4.3 Exigences relatives aux données

Les données doivent être fournies dans le rapport d'évaluation des risques, de préférence sous forme de tableaux pour les échantillons individuels. Les résumés statistiques des données (maximum, moyenne, minimum, nombre d'échantillons) doivent aussi être présentés sous forme de tableau. Le Tableau 6 indique les paramètres propres au site à inclure dans les équations de l'Annexe I.

Tableau 6 : Paramètres d'entrée propres au site pour les ÉRSH

Paramètre d'entrée générique	Valeur choisie
Concentration dans la poussière en vrac sur des surfaces horizontales (CPV)	Mesurée, valeur propre au site (µg/g)
Concentration dans la poussière provenant de surfaces dures pondérée en fonction de la surface (CPS_{dure})	Mesurée, valeur propre au site (µg/m^2)
Concentration dans la poussière provenant de surfaces souples pondérée en fonction de la surface (CPS_{souple})	Mesurée, valeur propre au site (µg/m^2)

Remarque : l'ÉRSH peut faire appel à l'une ou l'autre des approches (en vrac ou en fonction de la surface), ou aux deux

4.5 Évaluation de la toxicité

L'ÉRSH inclut une évaluation de la toxicité, comme l'indiquent les guides d'orientation sur l'ÉQPR et l'ÉQDR (SC, 2012a; 2010a). Il est possible d'obtenir des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dans le guide Partie II de SC : Valeurs toxicologiques de référence de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées (2010b). Si les valeurs pour des CPP donnés ne s'y trouvent pas, il est possible d'utiliser celles d'autres organismes de réglementation, comme l'indiquent les guides d'orientation sur l'ÉQPR et l'ÉQDR. Pour de plus amples renseignements, veuillez consulter les guides de SC (2012a; 2010a, b).

4.6 Biodisponibilité des CPP dans la poussière intérieure

Le guide sur l'ÉQDR (SC, 2010a) contient une section qui se penche sur la question de la biodisponibilité des CPP dans le sol par rapport à celle dans l'étude utilisée pour calculer les VTR. Une telle comparaison peut être effectuée de manière propre à chaque site, car la biodisponibilité est fortement influencée par la matrice contenant la substance chimique. Selon les données dont on dispose, on peut s'attendre à ce que la biodisponibilité orale des substances chimiques présentes dans la poussière soit similaire ou supérieure à celle des mêmes substances chimiques présentes dans le sol, en particulier lorsque la poussière provient d'un sol contaminé (Freeman *et coll.*, 1995; Oliver *et coll.*, 1999; Yu *et coll.*, 2006; Ruby *et coll.*, 1996, 1999; Rasmussen, 2004; Rasmussen *et coll.*, 2008). Par conséquent, il est recommandé que les estimations d'exposition à la poussière reposent sur l'hypothèse que la biodisponibilité de la substance chimique dans le milieu d'exposition est similaire à celle de l'étude ayant servi à calculer la VTR, à moins de disposer de données propres au site. Plus précisément, un facteur de biodisponibilité orale relative de 1 peut être supposé pour la plupart des substances chimiques (c.-à-d., la biodisponibilité à partir de la poussière est présumée être la même que celle liée au milieu d'exposition dans l'étude critique sur la toxicité), à moins que l'on dispose d'informations propres à la substance chimique.

Les estimations de l'exposition à la poussière pourraient théoriquement faire l'objet d'ajustements propres à la substance chimique, si ces derniers sont appuyés par une justification suffisante. L'utilisation de méthodes *in vitro* validées de manière adéquate par des données *in vivo* de diverses sources serait préférable, et l'utilisation de renseignements toxicodynamiques ou toxicocinétiques supplémentaires pourrait être envisagée dans le cas des substances chimiques pour lesquelles la VTR est fournie à titre de valeur limite d'un biomarqueur ou de dose absorbée ou interne.

La biodisponibilité cutanée attribuée au sol peut être jugée représentative de celle attribuée à la poussière. Bien que les facteurs d'absorption relative par voie cutanée soient propres au sol, ils peuvent être adoptés pour la poussière puisque l'on ne dispose pas d'information propre à ce milieu et que l'absorption cutanée de substances chimiques à partir de ces deux milieux ne devrait pas différer sensiblement.

4.7 Caractérisation des risques

La caractérisation des risques est la phase d'une ÉRSH où l'on compare les données sur l'exposition et celles sur la toxicité, comme l'expliquent les guides sur l'ÉQPR et l'ÉQDR (SC, 2012a; 2010a). Les CDP sont établies à l'aide d'un rétrocalcul à partir des équations utilisées pour produire les estimations de risque.

Pour calculer les CDP, il est recommandé de suivre les directives ayant servi à élaborer les recommandations pour la qualité des sols (CCME, 2006), où les concentrations de poussières basées sur les effets sont fondées sur 20 % de la VTR pour les substances non cancérogènes, ce qui se traduit comme un indice de risque cible (IR cible) de 0,2, ou, pour les substances cancérogènes, sur un risque additionnel de cancer à vie cible de 1×10^{-5} (1 sur 100 000).

Le protocole du CCME (2006) pour le calcul des recommandations pour la qualité des sols ne considère pas la poussière intérieure comme un milieu distinct. Il identifie le sol, l'air, l'eau potable, les aliments et les produits de consommation comme milieux auxquels les gens peuvent être exposés, en allouant une part égale de la VTR à chacun de ces milieux (p.ex., 20 % pour chaque milieu). Pour le sol et la poussière, le taux d'ingestion de sol utilisé dans le protocole du CCME (2006) ne fait pas de distinction entre l'exposition au sol et l'exposition à la poussière. Si le sol est examiné dans un site contaminé, il est possible que la poussière soit aussi concernée; elle devrait donc être également examinée. Si aucun échantillon de poussière n'a été recueilli et analysé dans un site, le sol et la poussière peuvent alors être considérés comme un seul milieu d'exposition (en supposant que les concentrations de sol remplacent les concentrations de poussière) et soit le taux d'ingestion de sol du CCME (2006) ou un taux d'ingestion combinant le sol et la poussière (p.ex., Wilson *et coll.*, 2013) peut être utilisé pour l'évaluation des risques. Si de la poussière a été recueillie et analysée sur le site, alors elle doit être traitée comme un milieu distinct, et les taux d'ingestion de poussière publiés par Wilson *et coll.* (2013) peuvent être utilisés en plus des taux d'ingestion de sol calculés de manière spécifique pour la voie d'ingestion de sol uniquement par Wilson *et coll.* (2013) – lorsque les valeurs dans cette publication conviennent, compte tenu de l'utilisation du terrain. Bien que les taux d'ingestion de sol de CCME 2006 ne fassent pas de distinction entre le sol et la poussière, la méthodologie utilisée dans Wilson permet de séparer les taux d'ingestion de sol et de poussière.

Il est peu probable que des expositions au sol et à la poussière (ou à des sédiments) se produisent simultanément; par conséquent, des allocations distinctes pour ces milieux ne sont pas proposées. L'allocation de 20 % de la VTR en vue d'établir des concentrations de dépistage concernant les effets potentiels d'un milieu d'exposition particulier pour la santé humaine est compatible avec les orientations de SC en matière de dépistage (SC, 2012a). Par conséquent, une allocation de 20 % est recommandée pour la poussière.

Dans le cadre d'une ÉQDR, l'utilisation d'un indice de risque cible de 1 peut convenir lorsque la poussière est l'un des milieux évalués et que l'exposition provenant de tous les milieux, y compris l'exposition de fond, est prise en compte. Pour de plus amples renseignements, veuillez consulter SC (2010a).

5.0 CONCLUSIONS

L'information fournie dans ce guide supplémentaire doit être utilisée conjointement avec les autres documents d'orientation de SC sur l'évaluation des risques des sites contaminés, tout particulièrement le guide sur l'ÉQDR (SC, 2010a). L'inclusion de la poussière comme milieu d'exposition distinct est anticipée dans des évaluations des risques plus détaillés sur des sites où l'exposition directe au sol et l'exposition directe à la poussière sont des voies d'exposition importantes, et où une diminution du niveau d'incertitude est requise afin de gérer les risques ou d'évaluer les mesures d'atténuation. Il est possible de communiquer avec la Division des sites contaminés de SC au sujet de toutes questions portant sur l'évaluation de la poussière intérieure dans le cadre de l'évaluation des risques d'un site contaminé. Les orientations fournies dans le présent document sont destinées uniquement à l'évaluation des risques pour des sites contaminés fédéraux où la poussière intérieure peut constituer une voie d'exposition importante.

Le rapport d'ÉRSH devrait inclure une section sur le calcul des CDP pour le dépistage des CPP ainsi qu'une évaluation des CPP retenus dans l'évaluation des risques. Les équations fournies à l'Annexe I peuvent être utilisées pour calculer les CDP. Celles fournies à l'Annexe II peuvent être utiles pour calculer les expositions et les risques dans une ÉRSH, lesquels peuvent ensuite s'ajouter à ceux d'autres voies d'exposition aux CPP sur le site (p.ex., provenant d'autres milieux contaminés). Il est également recommandé d'utiliser les orientations fournies dans le guide sur l'ÉQDR (SC, 2010a) dans le cadre d'une ÉRSH qui inclut la poussière comme voie d'exposition.

6.0 RÉFÉRENCES

Abt E., Suh H.H., Catalano P. et Koutrakis P. 2000. Relative contribution of outdoor and indoor particles sources to indoor concentrations. *Environmental Science & Technology* 34: 3579–3587.

Adgate J.L., Weisel C., Wang Y., Rhoads G.G. et Lioy P.J. 1995. Lead in House Dust: Relationships between Exposure Metrics. *Environmental Research* 70: 134–147.

Afshari A., Matson U. et Ekberg L.E. 2005. Characterization of indoor sources of fine and ultrafine particles: a study conducted in a full-scale chamber. *Indoor Air* 15(2): 141–150.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2002. *Final Technical Report of the Public Health Investigation to Assess Potential Exposures to Airborne and Settled Surface Dust in Residential Areas of Lower Manhattan.* New York City Department of Health and Mental Hygiene et Agency for Toxic Substances and Disease Registry U.S. Department of Health and Human Services. Dans le cadre du World Trade Center Environmental Assessment Working Group. Septembre 2002. En ligne à : www.atsdr.cdc.gov/asbestos/asbestos/types_of_exposure/WTC_FullReport.html (dernière consultation : 2 novembre 2012).

American Society for Testing and Materials (ASTM). 2010. *Standard Practice for Collection of Settled Dust Samples Using Wipe Sampling Methods for Subsequent Lead Determination.* ASTM E1728–10. En ligne à : www.astm.org/Standards/E1728.htm (dernière consultation : 2 novembre 2012).

ASTM. 2011. *Standard Practice for Collection of Floor Dust for Chemical Analysis.* ASTM D5438–11. En ligne à : www.astm.org/Standards/D5438.htm (dernière consultation : 2 novembre 2012).

ASTM. 2011. *Standard Specification for Wipe Sampling Materials for Lead in Surface Dust.* ASTM E1792–03. En ligne à : www.astm.org/Standards/E1792.htm (dernière consultation : 5 novembre 2012).

AuYeung W., Canales R.A. et Leckie J.O. 2008. The fraction of total hand surface area involved in young children's outdoor hand-to-object contacts. *Environmental Research* 108: 294–299.

Bai Z., Yiin L.-M., Rich D.Q., Adgate J.L., Ashley P.J., Lioy P.J., Rhoads G.G. et Zhang J. 2003. Field Evaluation and Comparison of Five Methods of Sampling Lead Dust on Carpets. *American Industrial Hygiene Association Journal* 64: 528–532.

Calabrese E.J. et Stanek E.S. 1992a. Distinguishing Outdoor Soil Ingestion from Indoor Dust Ingestion in a Soil Pica Child. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 15: 83–85.

Calabrese E.J. et Stanek E.J. 1992b. What proportion of household dust is derived from outdoor soil? *Journal of Soil Contamination* 1(3): 253–263.

California Department of Health Services. 2006. *Exposure Investigation Protocol Dust Sampling in Building 240. Zeneca/Campus Bay, Richmond, Contra Costa Country, California.* CAD009123456. Révisé le 3 avril. En ligne à : www.ehib.org/cma/projects/ZenecaEI.pdf (dernière consultation : 2 novembre 2012).

Camann D.E., Majumdar T.K. et Geno P.W. 2000. *Evaluation of Saliva and Artificial Salivary Fluids for Removal of Pesticide Residues from Human Skin.* Southwest Research Institute, San Antonio TX et ManTech Environmental Technology, Inc., Research Triangle Park, NC, pour l'U.S. EPA. National Exposure Research Laboratory, Research Triangle Park, NC. EPA/600/R00/041.

Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME). 2006. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine.* PN 1333. En ligne à : www.ccme.ca/assets/pdf/sg_protocol_1333_f.pdf (dernière consultation : 5 novembre 2012).

CCME. 2016. Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine, volume 1–4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Community Environmental Health Education Resource Centre (CEHRC). Non daté. *Lead Dust Background Materials*. En ligne à : www.afhh.org/hps/leaddocs/cehrc_lead_dust_materials.pdf (dernière consultation : 2 novembre 2012).

Cornelis C. et Swartjes F. A. (2007). Ontwikkeling van een geharmoniseerde methodiek voor beoordeling van gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging in de Kempenregio: VITO, Mol, Belgique et RIVM, Bilthoven, Pays-Bas. Cité dans : Van Holderbeke *et coll.* 2008.

Davis J.J. et Gulson B.L. 2005. Ceiling (attic) dust: A "museum" of contamination and potential hazard. *Environmental Research* 99(2): 177–194.

Dixon S.L., Gaitens J.M., Jacobs D.E., Strauss W., Nagaraja J., Pivetz T., Wilson J.W. et Ashley P.J. 2009. Exposure of U.S. children to residential dust lead, 1999–2004: II. The contribution of lead-contaminated dust to children's blood -lead levels. *Environmental Health Perspectives* 117(3): 468–474.

Dufresne A., Mocanu T., Viau S., Perrault G. et Dion C. 2011. Efficacy of surface sampling methods for different types of beryllium compounds. *Journal of Environmental Monitoring* 13: 74–83.

Fan C.W. et Zhang J.J. 2001. Characterization of emissions from portable household combustion devices: Particle size distributions, emission rates and factors, and potential exposures. *Atmospheric Environment* 35 : 1281–1290.

Fan X., Kubwabo C., Rasmussen P. et Jones-Otazo H. 2010. Simultaneous quantitation of parabens, triclosan, and methyl triclosan in indoor house dust using solid phase extraction and gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Environmental Monitoring* 12(10): 1891–1897.

Freeman N.C.G., Stern A.H. et Lioy P.J. 1997. Exposure to Chromium Dust from Homes in a Chromium Surveillance Project. *Archives of Environmental Health: An International Journal* 52(3): 213–219.

Freeman G., Schoof R., Ruby M., Davis A., Dill J., Liao S., Lapin C. et Bergstrom P. 1995. Bioavailability of arsenic in soil and dust impacted by smelter activities following oral administration in cynomolgus monkeys. *Fundamental and Applied Toxicology* 28(2): 215–222.

Johnson D.L., Hunt A., Griffith D.A., Hager J.M., Brooks J., Stella Levinsohn H., Lanciki A., Lucci R., Prokhorova D. et Blount S.L. 2009. Geographic patterns of non-carpeted floor dust loading in Syracuse, New York (USA) homes. *Environmental Geochemistry and Health* 31: 353–363.

Jones-Otazo H.A., Clarke J.P., Diamond M.L., Archbold J.A., Ferguson G., Harner T., Richardson G.M., Ryan J.J. et Wilford B. 2005. Is House Dust the Missing Exposure Pathway for PBDEs? An Analysis of the Urban Fate and Human Exposure to PBDEs. *Environmental Science & Technology* 39: 5121–5130.

Kissel J.C., Richter K.Y. et Fenske R.A. 1996. Factors affecting soil adherence to skin in hand-press trials. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 56: 722–728.

Klepeis N.E., Apte M.G., Gundel L.A., Sextro R.G. et Nazaroff W.W. 2003. Determining size specific emission factors for environmental tobacco smoke particles. *Aerosol Science and Technology* 37: 780–790.

Lanphear B., Matte T., Rogers J., Clickner R., Dietz B., Bornschein R., Succop P., Mahaffey K., Dixon S., Galke W., Rabinowitz M., Farfel M., Rohde C., Schwartz J., Ashley P. et Jacobs D. 1998. The contribution of lead-contaminated house dust and residential soil to children's blood lead levels. A pooled analysis of 12 epidemiologic studies. *Environmental Research* 79(Section A): 51–68.

Laxen D.P.H., Lindsay F., Raab G.M., Hunter R., Fell G.S. et Fulton M. 1988. The variability of lead in dusts within the homes of young children. *Environmental Geochemistry and Health* 10: 3–9.

Leech J.A., Wilby K., McMullen E. et Laporte K. 1997. The Canadian human activity pattern survey: report of methods and population surveyed. *Chronic Diseases in Canada* 17(3): 118–123.

Leech J.A., Nelson W.C., Burnett R.T., Aaron, S., et Raizenne M.E. 2002. It's about time: A comparison of Canadian and American time-activity patterns. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 12: 427–432.

Lewis R.G., Fortune C.R., Willis R.D., Camann D.E. et Antley J.T. 1999. Distribution of Pesticides and Polycylic Aromatic Hydrocarbons in House Dust as a Function of Particle Size. *Environmental Health Perspectives* 107(9): 721–726.

Li C.S., Lin W.H. et Jenq F.T. 1993. Size distributions of submicrometer aerosols from cooking. *Environment International* 19: 147–154.

Lioy P.J., Edwards R.D., Freeman N., Gurunathan S., Pellizzari E., Adgate J.L., Quackenboss, J. et Sexton K. 2000. House Dust Levels of Selected Insecticides and a Herbicide Measured by the EL and LWW Samplers and Comparisons to Hand Rinses and Urine Metabolites. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 10: 327–340.

Lioy P.J., Freeman N.CG. et Millette J.R. 2002. Dust: a metric for use in residential and building exposure assessment and source characterization. *Environmental Health Perspectives* 110: 969–983.

Long C.M., Suh H.H., Catalon P. J. et Koutrakis P. 2001. Using time- and size-resolved particulate data to quantify indoor penetration and deposition behaviour. *Environmental Science & Technology* 35: 2089–2099.

MacLean L.C.W., Beauchemin S. et Rasmussen P.E. 2011. Lead Speciation in House Dust from Canadian Urban Homes Using EXAFS, Micro-XRF, and Micro-XRD. *Environmental Science & Technology* 45: 5491–5497.

Matz CJ, Stieb DM, Davis K, Egyed M, Chou B, Brion O. 2014. Effects of Age, Season, Gender and Urban-Rural Status on Time-Activity: Canadian Human Activity Pattern Survey 2 (CHAPS 2). *International Journal of Environmental Research and Public Health*. Feb; 11(2): 2108–2124.

Matz CJ, Stieb DM, Brion O. 2015. Urban-rural differences in daily time-activity patterns, occupational activity and housing characteristics. *Environmental Health*. 14: 88.

McDonald L.T., Rasmussen P.E., Chénier M. et Levesque C. 2010. Wipe Sampling Methodologies to Assess Exposure to Lead and Cadmium in Canadian Homes. *Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy*. Manuscript 1122. Part II: Heavy Metals. p. 51–66.

McDonald L.T., Rasmussen P.E., Chénier M. et Levesque C. 2011. Extending Wipe Sampling Methodologies to Elements Other than Lead. *Journal of Environmental Monitoring* 13(2): 377–383.

Mølhave L., Schneider T., Kjærgaard S.K., Larsen L., Norn S. et Jørgensen O. 2000. House dust in seven Danish offices. *Atmospheric Environment* 34: 4767–4779.

Morawska L. et He C. 2004. Particle Concentration Levels and Size Distribution Characteristics in Residential and Non-Industrial Workplace Environments. Cité dans Morawska, L. and T. Salthammer (dir.). *Indoor Environment: Airborne Particles and Settled Dust*. Wiley-VCH: 190–224, Weinheim, Allemagne.

Morawska L. et Salthammer T. 2004. Fundamentals of indoor particles and settled dust. Cité dans Morawska, L. and T. Salthammer (dir.). *Indoor Environment: Airborne Particles and Settled Dust*. Wiley-VCH: 3–46, Weinheim, Allemagne.

Morgan M.K., Sheldon L.S., Croghan C.W., Jones P.A., Robertson G.L., Chuang J.C., Wilson N.K. et Lyu C.W. 2005. Exposures of preschool children to chlorpyrifos and its degradation product 3,5,6-trichloro-2-pyridinol in their everyday environments. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15: 297–309.

Oliver D., McLauglin M., Naidu R., Smith L., Maynard E. et Calder U. 1999. Measuring Pb bioavailability from household dusts using an *in vitro* model. *Environmental Science & Technology* 33(24): 4434–4439.

Oomen A.G. et Lijzen J.P.A. 2004. Relevancy of human exposure via house dust to the contaminants lead and asbestos. Rapport RIVM n° 711701037. En ligne à : http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9070/1/711701037.pdf. (dernière consultation : 2 novembre 2012).

Ozkaynak H., Xue J., Zartarian V.G., Glen G. et Smith L. 2011. Modeled Estimates of Soil and Dust Ingestion Rates for Children. *Risk Analysis* 31(4): 592–608.

Paustenbach D.J., Finley B.L. et Long T.F. 1997. The Critical Role of House Dust in Understanding the Hazards Posed by Contaminated Soils. *International Journal of Toxicology* 16: 339–362.

Rasmussen P.E., Levesque C., Chénier M., Gardner H.D., Jones-Otazo H. et Petrovic S. 2013. Canadian House Dust Study: Population-based concentrations, loads and loading rates of arsenic, cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc inside urban homes. *Science of the Total Environment* 443: 520–529.

Rasmussen P.E., Beauchemin S., Chénier M., Levesque C., MacLean L.C.W., Marro L., Jones-Otazo H., Petrovic S., McDonald L.T. et Gardner H.D. 2011. Canadian House Dust Study: Lead Bioaccessibility and Speciation. *Environmental Science & Technology* 45: 4959–4965.

Rasmussen P.E., Beauchemin S., Nugent M., Dugandzic R., Lanouette M. et Chénier M. 2008. Influence of Matrix Composition on the Bioaccessibility of Copper, Zinc and Nickel in Urban Residential Dust and Soil. *Human and Ecological Risk Assessment* 14(2): 351–371.

Rasmussen P.E. 2004. Can metal concentrations in indoor dust be predicted from soil geochemistry? *Canadian Journal of Analytical Sciences & Spectroscopy* 49(3): 166–174.

Rasmussen P., Subramanian K.S. et Jessiman B.J. 2001. A multi-element profile of housedust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Science of the Total Environment* 267: 125–140.

Reimann C. et Filzmoser P. 2000. Normal and Lognormal Data Distribution in Geochemistry: Death of a Myth. Consequences for the Statistical Treatment of Geochemical and Environmental Data. *Environmental Geology* Vol. 39(9): 1001–1014.

Reimann C., Filzmoser P., Garret R.G., et Dutter R. 2008. Statistical Data Analysis Explained. J. Wiley and Sons. 51–55.

Reynolds S.J., Etre L., Thorne P.S., Whitten P., Selim M. et Popendorf W.J. 1997. Laboratory Comparison of Vacuum, OSHA, and HUD Sampling Methods for Lead in Household Dust. *American Industrial Hygiene Association Journal* 58: 439–446.

Richardson G.M. 1997. Compendium of Canadian Human Exposure Factors for Risk Assessment. Publié par O'Connor Associates Environmental Inc., Ottawa, Ontario.

Riley W.J., McKone T.M., Lai A.C.K. et Nazaroff W.W. 2002. Indoor particulate matter of outdoor origin: Importance of size-dependent removal mechanisms. *Environmental Science & Technology* 36: 200–207.

Roberts J.W., Clifford W.S., Glass G. et Hummer P.G. 1999. Reducing Dust, Lead, Dust Mites, Bacteria, and Fungi in Carpets by Vacuuming. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 36: 477–484.

Roberts J.W., Wallace L.A., Camann D.E., Dickey P., Gilbert S.G., Lewis R.G. et Takaro TK, 2009. Monitoring and reducing exposure of infants to pollutants in house dust. *Reviews of Environmental Contamination & Toxicology* 201: 1–39.

Rodes C., Smith T., Crouse R. et Ramachandran G. 1990. Measurements of the size distribution of aerosols produced by ultrasonic humidification. *Aerosol Science and Technology* 13: 220–229.

Rodes C.E., Newsome J.R., Vanderpool R.W., Antley J.T. et Lewis R.G. 2001. Experimental methodologies and preliminary transfer factor data for estimation of dermal exposures to particles. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11: 123–139.

Ruby M.V., Davis A., Schoof R., Eberle S. et Sellstone C.M. 1996. Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environmental Science & Technology* 30(2): 422–430.

Ruby M.V., Schoof R., Brattin W., Goldade M., Post G., Harnois M., Mosby D.E., Casteel S.W., Berti W., Carpenter M., Edwards D., Cragin D. et Chappell W. 1999. Advances in Evaluating the Oral Bioavailability of Inorganics in Soil for Use in Human Health Risk Assessment. *Environmental Science & Technology* 33(21): 3697–3705.

Rudel R.A., Brody J.G., Spengler J.D., Vallarino J., Geno P.W., Sun G. et Yau A. 2001. Identification of Selected Hormonally Active Agents and Animal Mammary Carcinogens in Commercial and Residential Air and Dust Samples. *Journal of the Air & Waste Management Association* 51: 499–513.

Santé Canada (SC). 1995. *Assessment of mercury exposure and risks from dental amalgam*. Préparé par GM Richardson pour le Bureau des matériels médicaux, Direction générale de la protection de la santé, Santé Canada. 109 p., 18 août. En ligne à : http://publications.gc.ca/collections/Collection/H46-1-36-1995E.pdf (dernière consultation : 6 novembre 2012).

SC. 2010a. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie V : L'évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques (ÉQDRchim)*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2010b. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2012a. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2012b. *Enquête sur la poussière domestique au Canada*. En ligne à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/contaminants/dust-poussiere-fra.php (dernière consultation : 5 novembre 2012. Dernière modification : 26 juillet 2011).

Stanek E.J.III et Calabrese E.J. 1992. Soil ingestion in children: Outdoor soil or indoor dust? *Journal of Soil Contamination* 1(1): 1–28.

Stanek E.J. III, Calabrese E.J. et Xu B. 2012. Meta-Analysis of Mass-Balance Studies of Soil Ingestion in Children. *Risk Analysis* 32(3): 433–447.

United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1995. *Residential Sampling for Lead: Protocols for Dust and Soil Sampling*. Pollution Prevention and Toxics. Rapport final. EPA #747-R-95-001.

US EPA. 1997. *Exposure Factors Handbook*. National Center for Environmental Assessment, Washington, D.C.

US EPA. 1998. *Short Sheet: IEUBK Model Mass Fraction of Soil in Indoor Dust (MSD) Variable*. OSWER #9285. 7–34. EPA #540-F-00-008. En ligne à : http://epa.gov/superfund/lead/products/ssmsdcol.pdf (dernière consultation : 2 novembre 2012).

US EPA. 2002. *Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. OSWER 9285.6–10. En ligne à : www.epa.gov/oswer/riskassessment/pdf/ucl.pdf (dernière consultation : 14 novembre 2012).

US EPA. 2005. *World Trade Center Residential Dust Cleanup Program*. Rapport final. US EPA Region 2 and New York City Response and Recovery Operations. Décembre. En ligne à : www.epa.gov/wtc/reports/residential_dust_cleanup_final_report.pdf (dernière consultation : 2 novembre 2012).

US EPA. 2008a. *Child-Specific Exposure Factors Handbook*. EPA/600/R-06/096F, Rapport final. En ligne à : http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=199243 (dernière consultation : 1er novembre 2012).

US EPA. 2008b. *Guidance for the Sampling and Analysis of Lead in Indoor Residential Dust for Use in the Integrated Exposure Uptake Biokinetic (IEUBK) Model*. Préparé par le Lead Committee of the Technical Review Workgroup for Metals and Asbestos. OSWER 9285.7–81. Décembre. En ligne à : http://epa.gov/superfund/lead/products/dust_sampling_guidance_final.pdf (dernière consultation : 2 novembre 2012).

United States Department of Housing and Urban Development (US HUD). 2006 (révisé). *Study of HUDs risk assessment methodology in three US communities*. En ligne à : www.nchh.org/Portals/0/Contents/Risk_Assessment_Final_Report.pdf (dernière consultation : 30 octobre 2012).

US HUD. 2012. *Guidelines for the Evaluation and Control of Lead-Based Paint Hazards in Housing* (2e édition). Office of Healthy Homes and Lead Hazard Control. Juillet. En ligne à : http://portal.hud.gov/hudportal/HUD?src=/program_offices/healthy_homes/lbp/hudguidelines (dernière consultation : 2 novembre 2012).

Van Holderbeke M., Cornelis C., Bierkens J. et Torfs R. 2008. *Review of the soil ingestion pathway in human exposure assessment. Study in support of the BeNeKempen project-subproject on harmonization of the human health risk assessment methodology*, Rapport final. Malines, Belgique : VITO. 2008/IMS/R/0151.

Verein Deutscher Ingenieure (VDI; Association des ingénieurs allemands). 2001. *German Protocol VDI 4300, Part 8. Measurement of indoor air pollution: Sampling of house dust*. Juin. Retiré en août 2012. [La version révisée de décembre 2013 (partie 11) fut rendu disponible avec le titre « Measurement of indoor air pollution – Measurement strategies for determination of airborne particles in indoor environment – $PM_{2.5}$ fraction].

von Lindern I., Spalinger S., Petroysan V. et von Braun M. 2003. Assessing remedial effectiveness through the blood lead: soil/dust lead relationship at the Bunker Hill Superfund Site in the Silver Valley of Idaho. *Science of the Total Environment* 303: 139–170.

Wilson R., Jones-Otazo H., Petrovic S., Mitchell I., Bonvalot Y., Wiliams D. et Richardson G.M. 2013. Revisiting dust and soil ingestion rates based on hand-to-mouth transfer. *Human and Ecological Risk Assessment* 19(1): 158–188.

World Trade Center Indoor Air Task Force Working Group (WTCWG). 2003. *World Trade Center Indoor Environment Assessment: Selecting Contaminants of Potential Concern and Setting Health-Based Benchmarks*. Préparé par le comité Contaminants of Potential Concern (COPC) du World Trade Center Indoor Air Task Force Working Group. Mai. En ligne à : www.epa.gov/wtc/reports/contaminants_of_concern_benchmark_study.pdf (dernière consultation : 1er novembre 2012).

Xue J., Zartarian V., Moya J., Freeman N., Beamer P., Black K., Tulve N. et Shalat S. 2007. A meta-analysis of children's hand-to-mouth frequency data for estimated non-dietary ingestion exposure. *Risk Analysis* 27(2): 411–420.

Yiin L.M., Rhoads G.G. et Lioy P.J. 2000. Seasonal influences on childhood lead exposure. *Environmental Health Perspectives* 108(2): 177–182.

Yu C., Yiin L. et Lioy P. 2006. The bioaccessibility of lead (Pb) from vacuumed house dust on carpets in urban residences. *Risk Analysis* 26(1): 125–134.

Zhang J., Smith K.R., Ma Y., Ye S., Jiang F., Qi W., Liu P., Khalil M.A.K., Rasmussen, R.A. et Thorneloe S.A. 2000. Greenhouse gases and other pollutants from household stoves in China: a database for emission factors. *Atmospheric Environment* 34: 4537–4549.

ANNEXE I

ÉQUATIONS POUR LE CALCUL DES CDP_{SH}

Les équations pour le calcul des concentrations de dépistage dans la poussière pour la protection de la santé humaine (CDP_{SH}) sont adaptées des approches présentées par le CCME (2006) et le WTCWG (2003).

Les équations pour le calcul des CDP_{SH} portent sur un scénario résidentiel, un scénario commercial (où des personnes de tous âges peuvent être présentes) et un scénario d'utilisation commerciale limitée (où seuls des adultes sont susceptibles d'y passer une quantité appréciable de temps).

Concentrations dans la poussière fondées sur les effets – Concentrations en fonction de la surface, substances non cancérogènes

Dans le cas des substances non cancérogènes, les CDP_{SH}, exprimées en masse par unité de surface, sont calculées de la manière suivante :

(Éq.1)
$$CDP_{SH} = \frac{IRC \times DJT \times PC}{[(S_{doigts} \times FQ \times ES \times FAR_{oral} \times FED) + (CT \times FAR_{cutané} \times FEC)] \times FE}$$

Où :

CDP_{SH}	=	concentrations de dépistage dans la poussière pour la protection de la santé humaine (µg/m²)
IRC	=	indice de risque cible (sans unité)
DJT	=	dose journalière tolérable (µg/kg-j)
PC	=	poids corporel (kg)
S_{doigts}	=	surface des doigts insérée dans la bouche (m²; tiré de l'équation 2)
FQ	=	fréquence des contacts main-bouche (h^{-1})
ES	=	facteur d'extraction par la salive (sans unité)
FAR_{oral}	=	facteur d'absorption relative par voie orale (sans unité)
FED	=	facteur d'exposition pour le transfert au bout des doigts (h/j; tiré de l'équation 3)
CT	=	coefficient de transfert (m²/h). Le CT représente le taux de contact de la peau avec la surface.
$FAR_{cutané}$	=	facteur d'absorption relative par voie cutanée (sans unité)
FEC	=	facteur d'exposition pour le transfert au corps (h/j; tiré de l'équation 4)
FE	=	fréquence d'exposition (sans unité)

Les récepteurs les plus sensibles pour les CDP_{SH} en fonction de la surface associées aux substances non cancérogènes sont les tout-petits (milieu résidentiel), les tout-petits (milieu commercial) et les adultes (utilisation commerciale limitée).

Calcul de la surface des doigts insérée dans la bouche :

(Éq.2)
$$S_{doigts} = \frac{S_{mains}}{2} \times SF_{doigts}$$

Où :

S_{doigts}	=	surface des doigts insérée dans la bouche (m²)
S_{mains}	=	surface des mains exposée à la poussière (deux mains; m²)
SF_{doigts}	=	surface fractionnaire des doigts portés à la bouche (sans unité)

Calcul du facteur d'exposition pour le transfert au bout des doigts :

$$(Éq.3) \qquad FED = (HMJ - TE - TS) \times (0{,}5 \times FTSS_{SDM} + 0{,}5 \times FTSS_{SSM})$$

Où :

FED	=	facteur d'exposition pour le transfert au bout des doigts (h/j)
HMJ	=	heures passées dans le milieu chaque jour (h/j)
TE	=	temps passé à l'extérieur (h/j)
TS	=	temps de sommeil (h/j)
$FTSS_{SLM}$	=	fraction de poussière transférée de surfaces dures aux mains (sans unité)
$FTSS_{SSM}$	=	fraction de poussière transférée de surfaces souples aux mains (sans unité)

Calcul du facteur d'exposition pour le transfert au corps :

$$(Éq.4) \qquad FEC = (HMJ - TE - TS) \times (0{,}5 \times FTSS_{SDC} + 0{,}5 \times FTSS_{SSC})$$

Où :

FEC	=	facteur d'exposition pour le transfert au corps (h/j)
HMJ	=	heures passées dans le milieu chaque jour (h/j)
TE	=	temps passé à l'extérieur (h/j)
TS	=	temps de sommeil (h/j)
$FTSS_{SDC}$	=	fraction de poussière transférée de surfaces dures au corps (sans unité)
$FTSS_{SSC}$	=	fraction de poussière transférée de surfaces souples au corps (sans unité)

Concentrations dans la poussière fondées sur les effets – Concentrations en fonction de la surface, substances cancérogènes

Dans le cas des substances cancérogènes, les CD_{SH}, exprimées en unités de masse par surface, sont calculées de la manière suivante :

$$(Éq.5) \qquad CDP_{SH} = \frac{RACC \times PC}{[(S_{doigts} \times FQ \times ES \times FAR_{oral} \times FED) + (CT \times FAR_{cutané} \times FEC)] \times FE \times CC}$$

Où :

CDP_{SH}	=	concentrations de dépistage dans la poussière pour la protection de la santé humaine (µg/m²)
RACC	=	risque additionnel de cancer à vie cible (sans unité)
PC	=	poids corporel (kg)
S_{doigts}	=	surface des doigts insérée dans la bouche (m²; tiré de l'éq. 2)
FQ	=	fréquence des contacts main-bouche (h^{-1})
ES	=	facteur d'extraction par la salive (sans unité)
FAR_{oral}	=	facteur d'absorption relative par voie orale (sans unité)
FED	=	facteur d'exposition pour le transfert au bout des doigts (h/j; tiré de l'équation 3)
CT	=	coefficient de transfert (m²/h). Le CT représente le taux de contact de la peau avec la surface.
$FAR_{cutané}$	=	facteur d'absorption relative par voie cutanée (sans unité)
FEC	=	facteur d'exposition pour le transfert au corps (h/j; tiré de l'équation 4)
FE	=	fréquence d'exposition (sans unité)
CC	=	coefficient de cancérogénicité ($[\mu g/kg\text{-}j]^{-1}$)

Concentrations dans la poussière fondées sur les effets – Concentrations dans la poussière en vrac, substances non cancérogènes

Dans le cas des substances non cancérogènes, les CDP_{SH}, exprimées en masse par masse (poussière en vrac), sont calculées de la manière suivante :

(Éq.6)
$$CDP_{SH} = \frac{IRC \times DJT \times PC}{(TIP \times FAR_{oral} + [(FAP_{mains} \times S_{mains}) + (FAP_{autre} \times S_{autre})] \times FAR_{cutané}) \times FE}$$

Où :

CDP_{SH}	=	concentrations de dépistage dans la poussière pour la protection de la santé humaine (µg/g)
IRC	=	indice de risque cible (sans unité)
DJT	=	dose journalière tolérable (µg/kg-j)
PC	=	poids corporel (kg)
TIP	=	taux d'ingestion de poussière (g/j; voir l'équation 8)
FAR_{oral}	=	facteur d'absorption relative par voie orale (sans unité)
FAP_{mains}	=	facteur d'adhérence de la poussière sur les mains (g/m^2-j)
S_{mains}	=	surface des mains exposée à la poussière (deux mains; m^2)
FAP_{autre}	=	facteur d'adhérence de la poussière sur d'autres parties du corps (g/m^2-j)
S_{autre}	=	surface d'autres parties du corps exposée à la poussière (m^2)
$FAR_{cutané}$	=	facteur d'absorption relative par voie cutanée (sans unité)
FE	=	fréquence d'exposition (sans unité)

Les récepteurs les plus sensibles pour les CDP_{SH} de la poussière en vrac associées aux substances non cancérogènes sont les tout-petits (milieu résidentiel), les tout-petits (milieu commercial) et les adultes (utilisation commerciale limitée).

(Éq.7)
$$TIP = \frac{(CSP_{dure} \times \frac{S_{mains}}{2} \times SF_{doigts} \times FTSS_{SDM} \times FQ \times ES \times TE_{dure})}{1000} + \frac{(CSP_{souple} \times \frac{S_{mains}}{2} \times SF_{doigts} \times FTSS_{SDM} \times FQ \times ES \times TE_{souple})}{1000}$$

Où:

TIP	=	taux d'ingestion de poussière (g/j) (voir l'équation 8)
CSP_{dure}	=	charge surfacique de poussière sur des surfaces horizontales dures (mg/cm^2)
S_{mains}	=	surface des mains exposée à la poussière (deux mains; cm^2)
SF_{doigts}	=	surface fractionnaire des doigts portés à la bouche (sans unité)
$FTSS_{SDM}$	=	fraction de poussière transférée de surfaces dures aux mains (sans unité)
FQ	=	fréquence des contacts main-bouche (h^{-1})
ES	=	facteur d'extraction par la salive (sans unité)
TE_{dure}	=	temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales dures (h/j, voir l'équation 8)
CSP_{souple}	=	charge surfacique de poussière sur des surfaces horizontales souples (mg/cm^2)
$FTSS_{SSM}$	=	fraction de poussière transférée de surfaces souples aux mains (sans unité)
TE_{souple}	=	temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales souples (h/j; voir l'équation 9)
1000	=	facteur de conversion de mg/j en g/j

Calcul du temps d'exposition pour le contact avec des surfaces horizontales dures :

$$TE_{dure} = (HMJ - TE - TS) \times 0,5 \quad (Éq.8)^{1,2}$$

Où :

TE_{dure}	=	temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales dures (h/j)
HMJ	=	heures passées dans le milieu chaque jour (h/j)
TE	=	temps passé à l'extérieur (h/j)
TS	=	temps de sommeil (h/j)
0,5	=	facteur représentant 50 % du temps exposé à des surfaces dures, et 50 % du temps exposé à des surfaces souples (McDonald *et coll.*, 2011)

Calcul du temps d'exposition pour le contact avec des surfaces horizontales souples :

$$TE_{souple} = (HMJ - TE - TS) \times 0,5 \quad (Éq.9)^{2,3}$$

Où :

TE_{souple}	=	temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales souples (h/j)
HMJ	=	heures passées dans le milieu chaque jour (h/j)
TE	=	temps passé à l'extérieur (h/j)
TS	=	temps de sommeil (h/j)
0,5	=	facteur représentant 50 % du temps exposé à des surfaces dures, et 50 % du temps exposé à des surfaces souples (McDonald *et coll.*, 2011)

[1] L'équation 8 ne s'applique pas aux nourrissons.

[2] Dans les équations 8 et 9, les variables TE et TS ne s'appliquent pas à un scénario commercial.

[3] Il n'est pas nécessaire de multiplier par 0,5 pour les nourrissons (on suppose que les nourrissons sont exposés uniquement à des surfaces souples).

Concentrations dans la poussière fondées sur les effets – concentrations dans la poussière en vrac, substances cancérogènes

Dans le cas des substances cancérogènes, les CDP_{SH}, exprimées en masse par masse (poussière en vrac), sont calculées de la manière suivante :

(Éq. 10)
$$CDP_{SH} = \frac{RACC \times PC}{(TIP \times FAR_{oral} + [(FAP_{mains} \times S_{mains}) + (FAP_{autre} \times S_{autre})] \times FAR_{cutanée}) \times FE \times CC}$$

Où :

CDP_{SH}	=	concentrations de dépistage dans la poussière pour la protection de la santé humaine (µg/g)
RACC	=	risque additionnel de cancer à vie cible (sans unité)
PC	=	poids corporel (kg)
TIP	=	taux d'ingestion de poussière (g/j; voir l'équation 8)
FAR_{oral}	=	facteur d'absorption relative par voie orale (sans unité)
FAP_{mains}	=	facteur d'adhérence de la poussière sur les mains (g/m^2-j)
S_{mains}	=	surface des mains exposée à la poussière (deux mains; m^2)
FAP_{autre}	=	facteur d'adhérence de la poussière sur d'autres parties du corps (g/m^2-j)
S_{autre}	=	surface d'autres parties du corps exposée à la poussière (m^2)
$FAR_{cutané}$	=	facteur d'absorption relative par voie cutanée (sans unité)
FE	=	fréquence d'exposition (sans unité)
CC	=	coefficient de cancérogénicité ($[\mu g/kg\text{-}j]^{-1}$)

ANNEXE II

ÉQUATIONS POUR L'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION À LA POUSSIÈRE DANS LES ÉRSH

Dans le cadre d'une ÉRSH, les équations utilisées pour estimer l'exposition aux CPP dans la poussière sont légèrement différentes de celles utilisées pour calculer la CDP_{SH}, qui peut servir au dépistage des CPP dans la poussière. Les équations (éq.) présentées ci-dessous portent sur l'évaluation de l'exposition à la poussière intérieure dans le cadre d'une ÉRSH. Les expositions calculées seraient alors intégrées à une évaluation de l'exposition multimédia.

Estimation de l'exposition orale pondérée en fonction de la surface

(Éq.1)

$$EIP_{total} = \frac{CPS_{dure} \times TE_{dure} \times FTSS_{SDS} \times S_{doigts} \times FQ \times ES \times FAR_{oral} \times FE}{PC} + \frac{CPS_{souple} \times TE_{souplet} \times FTSS_{SSM} \times S_{doigts} \times FQ \times ES \times FAR_{oral} \times FE}{PC}$$

Où :

EIP_{total}	=	exposition par ingestion de poussière provenant de surfaces dures et souples (µg/kg-j)
CPS_{dure}	=	concentration dans la poussière provenant de surfaces dures pondérée en fonction de la surface (µg/m²)
TE_{dure}	=	temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales dures (h/j; voir l'éq. 2 ci-dessous)
$FTSS_{SDM}$	=	fraction de poussière transférée de surfaces dures aux mains (sans unité)
S_{doigts}	=	surface des doigts insérée dans la bouche (m²; voir l'éq. 3)
FQ	=	fréquence des contacts main-bouche (h^{-1})
ES	=	facteur d'extraction par la salive (sans unité)
FAR_{oral}	=	facteur d'absorption relative par voie orale (sans unité)
FE	=	fréquence d'exposition (sans unité)
PC	=	poids corporel (kg)
CPS_{souple}	=	concentration dans la poussière provenant de surfaces souples pondérée en fonction de la surface (µg/m²)
TE_{souple}	=	temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales souples (h/j; voir l'éq. 4)
$FTSS_{SSM}$	=	fraction de poussière transférée de surfaces souples aux mains (sans unité)

Calcul du temps d'exposition lié au contact avec des surfaces horizontales dures :

(Éq.2)

$$TE_{dure} = (HMJ - TE - TS) \times 0,5$$

Où :

TE_{dure}	=	temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales dures (h/j)
HMJ	=	heures passées dans le milieu chaque jour (h/j)
TE	=	temps passé à l'extérieur (h/j)
TS	=	temps de sommeil (h/j)
0,5	=	facteur représentant 50 % du temps exposé à des surfaces dures, et 50 % du temps exposé à des surfaces souples (McDonald *et coll.*, 2011)

Calcul de la surface des doigts insérée dans la bouche :

(Éq.3)
$$S_{doigts} = \frac{SA_{mains}}{2} \times SF_{doigts}$$

Où :
S_{doigts} = surface des doigts insérée dans la bouche (m^2)
S_{mains} = surface des mains exposée à la poussière (deux mains; m^2)
SF_{doigts} = surface fractionnaire des doigts portés à la bouche (sans unité)

Calcul du temps d'exposition lié au contact avec des surfaces horizontales souples :

(Éq.4)
$$TE_{souple} = (HMJ - TE - TS) \times 0,5$$

Où :
TE_{souple} = temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales souples (h/j)
HMJ = heures passées dans le milieu chaque jour (h/j)
TE = temps passé à l'extérieur (h/j)
TS = temps de sommeil (h/j)
0,5 = facteur représentant 50 % du temps exposé à des surfaces dures, et 50 % du temps exposé à des surfaces souples (McDonald *et coll.*, 2011)

Estimation de l'exposition cutanée pondérée en fonction de la surface

(Éq.5)
$$ECC_{total} = \frac{CPS_{dure} \times CT \times TE_{dure} \times FTSS_{SDM} \times FAR_{cutané} \times FE}{PC} + \frac{CPS_{souple} \times CT \times TE_{souple} \times FTSS_{SSM} \times FAR_{cutané} \times FE}{PC}$$

Où:
ECC_{total} = exposition par contact cutané avec de la poussière intérieure provenant de surfaces dures et souples (µg/kg-j)
CPS_{dure} = concentration dans la poussière provenant de surfaces dures pondérée en fonction de la surface (µg/m^2)
CT = coefficient de transfert (m^2/h)
TE_{dure} = temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales dures (h/j; voir l'éq. 2)
$FTSS_{SDM}$ = fraction de poussière transférée de surfaces dures aux mains (sans unité)
$FAR_{cutané}$ = facteur d'absorption relative par voie cutanée (sans unité)
FE = fréquence d'exposition (sans unité)
PC = poids corporel (kg)
CPS_{souple} = concentration dans la poussière provenant de surfaces souples pondérée en fonction de la surface (µg/m^2)
TE_{souple} = temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales souples (h/j; voir l'éq. 4)
$FTSS_{SSM}$ = fraction de poussière transférée de surfaces souples aux mains (sans unité)

Estimation de l'exposition totale pondérée en fonction de la surface

(Éq.6)
$$EIC_{total} = EIP_{total} + ECC_{total}$$

Où :
EIC_{total} = exposition totale à la poussière par voie d'ingestion et par voie cutanée (µg/kg-j)
EIP_{total} = exposition par ingestion de poussière provenant de surfaces dures et souples (µg/kg-j)
ECC_{total} = exposition par contact cutané avec de la poussière provenant de surfaces dures et souples (µg/kg-j)

Estimation de l'exposition orale provenant de concentrations dans la poussière en vrac

(Éq.7)
$$EIP = \frac{CPV \times TIP \times FAR_{oral} \times FE}{PC}$$

Où :
EIP = exposition par ingestion de poussière provenant de surfaces horizontales (µg/kg-j)
CPV = concentration dans la poussière en vrac sur les surfaces horizontales (µg/g)
TIP = taux d'ingestion de poussière (g/j; voir l'éq. 8)
FAR_{oral} = facteur d'absorption relative par voie orale (sans unité)
FE = fréquence d'exposition (sans unité)
PC = poids corporel (kg)

Calcul du taux d'ingestion de poussière :

(Éq.8)
$$TIP = \frac{(CSP_{dure} \times \frac{S_{mains}}{2} \times SFD_{doigts} \times FTSS_{SDM} \times FQ \times ES \times TE_{dure})}{1000} + \frac{(CSP_{souple} \times \frac{S_{mains}}{2} \times SFD_{doigts} \times FTSS_{SSM} \times FQ \times ES \times TE_{souple})}{1000}$$

Où :
TIP = taux d'ingestion de poussière (g/j)
CSP_{dure} = charge surfacique de poussière sur des surfaces horizontales dures (mg/cm²)
S_{mains} = surface des mains exposée à la poussière (deux mains; cm²)
SFD_{doigts} = surface fractionnaire des doigts portés à la bouche (sans unité)
$FTSS_{SDM}$ = fraction de poussière transférée de surfaces dures aux mains (sans unité)
FQ = fréquence des contacts main-bouche (h^{-1})
ES = facteur d'extraction par la salive (sans unité)
TE_{dure} = temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales dures (h/j; voir l'éq. 2)
CSP_{souple} = charge surfacique de poussière sur des surfaces horizontales souples (mg/cm²)
$FTSS_{SSM}$ = fraction de poussière transférée de surfaces souples aux mains (sans unité)
TE_{souple} = temps d'exposition pour le contact avec les surfaces horizontales souples (h/j; voir l'éq. 4)
1000 = facteur de conversion de mg/j en g/j

Estimation de l'exposition cutanée à partir de concentrations dans la poussière en vrac

(Éq. 9)

$$ECC = \frac{CPV \times ([FAP_{mains} \times S_{mains}] + [FAP_{autre} \times S_{autre}]) \times FAR_{cutané} \times FE}{PC}$$

Où :

ECC	=	exposition par contact cutané avec de la poussière intérieure provenant de surfaces horizontales (µg/kg-j)
CPV	=	concentration de poussière en vrac sur les surfaces horizontales (µg/g)
FAP_{mains}	=	facteur d'adhérence de la poussière sur les mains (g/m^2-j)
S_{mains}	=	surface des mains exposée à la poussière (deux mains; m^2)
FAP_{autre}	=	facteur d'adhérence de la poussière sur d'autres parties du corps (g/m^2-j)
S_{autre}	=	surface d'autres parties du corps exposée à la poussière (m^2)
$FAR_{cutané}$	=	facteur d'absorption relative par voie cutanée (sans unité)
FE	=	fréquence d'exposition (sans unité)
PC	=	poids corporel (kg)

Estimation de l'exposition totale à partir de concentrations dans la poussière en vrac

(Éq. 10)

$$EIC_{total} = EIP_{total} + ECC_{total}$$

Où :

EIC_{total}	=	exposition à la poussière par voie d'ingestion et par voie cutanée (µg/kg-j)
EIP_{total}	=	exposition par ingestion de poussière provenant de surfaces horizontales (µg/kg-j)
ECC_{total}	=	exposition par contact cutané avec de la poussière intérieure provenant de surfaces horizontales (µg/kg-j)